

Studie
Weitergehende Reduzierung von
Mikroverunreinigungen auf der
Kläranlage Espelkamp

Auftraggeber
Stadtwerke Espelkamp

München am
13. August 2013

Prof. Dr.-Ing. Oliver Christ
Dr.-Ing. Ralf Mitsdoerffer

Bearbeiter:
Prof. Dr. Christ
Dr. Mitsdoerffer

Version 1.0
Hauptbüro
Akademiestraße 7
80799 München
Telefon 089/380178-0
Fax 089/380178-30
info@gfm.com
<http://www.gfm.com>

INHALTSVERZEICHNIS

1	Veranlassung	4
2	Aufgabenstellung	5
3	Die Kläranlage Espelkamp	6
3.1	Zulaufsituation	6
3.2	Bestehende Kläranlage	6
3.2.1	Ausbaugröße	6
3.2.2	Verfahrenskonzept	6
3.2.3	Bauwerke und Hauptaggregate	7
3.3	Derzeitige Belastung der Kläranlage	8
3.4	Anlagenbemessungswerte	9
3.5	Auslastung der Belebungsstufe	9
3.6	Ablaufwerte	10
4	Analysenergebnisse	11
5	Verfahrensübersicht	16
6	Ozonierung	17
6.1	Auswirkungen auf Kläranlage	18
6.2	Eliminationsleistung	18
6.3	Bemessung	18
6.4	Reststoffe	19
6.4.1	Ozongenerator	19
6.4.2	Kontaktbecken	20
6.4.3	Nachbehandlung	20
6.5	Kosten	20
6.5.1	Betriebskosten	20
6.5.2	Investitionen	21
6.5.3	Jahreskosten	22
6.6	Eignung für die Kläranlage Espelkamp	23
7	Behandlungsverfahren mit Pulveraktivkohle	24
7.1	Pulveraktivkohle in vorhandener Belebungsanlage	24
7.2	Pulveraktivkohle in nachgeschalteter Anlage	25
7.2.1	Auswirkungen auf Kläranlage	26
7.2.2	Eliminationsleistung	27
7.2.3	Anlagenbemessung	27
7.2.4	Reststoffe	28
7.2.5	Betriebskosten	28
7.2.6	Investitionen	29
7.2.7	Jahreskosten	30
7.2.8	Eignung für die Kläranlage Espelkamp	31
8	Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteter Filtration	32
8.1	Auswirkungen auf Kläranlage	33
8.2	Eliminationsleistung	34
8.3	Bemessung	35
8.4	Reststoffe	36
8.5	Kosten	36
8.5.1	Betriebskosten	36
8.5.2	Investitionen	37
8.5.3	Jahreskosten	37
8.6	Eignung für die Kläranlage Espelkamp	38
9	Kombination von Ozonierung und Pulveraktivkohle	39
10	Kombination von Ozonierung und Ultraschall	40
11	Empfehlungen und Zusammenfassung	42
12	Literatur	44

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1:	Fließschema der Kläranlage Espelkamp	7
Abb. 2:	Prinzipschema einer Ozonierungsanlage [Abegglen et al., 2012]	17
Abb. 3:	Verfahrensschema der simultanen PAK-Dosierung [koms-bw.de, 2013]	24
Abb. 4:	Fließschema einer Pulveraktivkohle (PAK)-Anlage [Abegglen et al., 2012]	26
Abb. 5:	Einfluss der PAK-Dosiermenge und der Rückführung (mit R) der PAK in die Belebungsstufe auf die Eliminationsleistung ausgewählter Mikroverunreinigungen. Vergleichend ist auch die Elimination in einer konventionellen Belebung dargestellt.	27
Abb. 6:	Fließschema einer der Belebung nachgeschalteten GAK-Filtrationsanlage [Pinnekamp zitiert in Merten, 2011]	32
Abb. 7:	Schema eines rückspülbaren GAK-Filters [Abegglen et al., 2012]	32
Abb. 8:	Eliminationsleistung verschiedener Pharmazeutika an GAK in Abhängigkeit von der BVT	34

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1:	Statistische Werte der Ablaufkonzentrationen der KA Espelkamp der Stickproben und der 24-h-Mischproben in der Zeit vom 18.01.2012 bis 05.07.2013	10
Tabelle 2:	Ergebnisse der Analysen auf Mikroverunreinigungen zur Probenahme vom 14. Mai 2013 mit einem Vergleich von Schweizer Kläranlagen und Gewässern [Abegglen et al., 2012], der Kläranlage Duisburg-Vierlinden [Herbst et al., 2011] sowie den Werte nach Umweltqualitäts-Norm (UQN) oder als Orientierungswert gemäß NRW-Monitoring-Leitfaden [siehe Anhang 1]	12
Tabelle 3:	Zusammenfassung von Mikroschadstoffen bei verschiedenen Kläranlagenabläufen [Grünebaum, 2011]	13
Tabelle 4:	Statistische Auswertung der Ablaufkonzentrationen von Kläranlagen in OWL im Vergleich zu den Ergebnissen des Ablaufs der KA Espelkamp ausgewertet nach Daten von [Sürder, 2013]. Ausgeblendete Daten sind als vertraulich gekennzeichnet, liegen den Autoren aber vor	14
Tabelle 5:	Stöchiometrische Parameter zur Berechnung von DOC und CSB der jeweiligen Mikroschadstoffe und Frachtenberechnung des Kläranlagenablaufs	15
Tabelle 6:	Bewertung von Verfahren zur Reduzierung von Mikroschadstoffen [verändert nach Abegglen et al., 2012]	16
Tabelle 7:	Kostenschätzung für eine Ozonierungsanlage auf der KA Espelkamp	21
Tabelle 8:	Jahreskosten für eine Ozonierungsanlage	22
Tabelle 9:	Kostenschätzung für die nachgeschaltete PAK-Anlage einschließlich Sandfilter auf der KA Espelkamp	30
Tabelle 10:	Jahreskosten für eine nachgeschaltete PAK-Dosierung inkl. Sandfilter	30
Tabelle 11:	Prognostizierte Eliminationsleistungen einer GAK-Filteranlage [Merten, 2011] ..	34
Tabelle 12:	Kostenschätzung für die GAK-Filtration auf der KA Espelkamp	37
Tabelle 13:	Jahreskosten für eine Ozonierungsanlage	38
Tabelle 14:	Zusammenstellung der Brutto-Kosten der jeweiligen Verfahren zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen	43

1 Veranlassung

Durch die zunehmende Verwendung unterschiedlichster Chemikalien in Industrie und Haushalten stellen kommunale Abwässer einen der Haupteintragspfade von so genannten Mikroschadstoffen in Oberflächengewässer dar.

In Nordrhein-Westfalen (NRW) und Baden-Württemberg sowie der Schweiz sind bereits großtechnische Kläranlagen zur Mikroschadstoffentfernung im Bau oder im Betrieb.

Im Sinne eines vorsorgenden Gewässer- und Verbraucherschutzes sind deshalb Anstrengungen aller Beteiligten zum nachhaltigen Schutz der Wasserressourcen essenziell.

Insbesondere für das am dichtesten bevölkerte Bundesland NRW, mit dem entsprechend hohen Einträgen, ist das Thema der Reduzierung von Mikroverunreinigungen besonders relevant, so dass hier erhebliche finanzielle Anstrengungen unternommen werden, um dieser Relevanz zu entsprechen.

So gilt es auch für die Kläranlage Espelkamp die Einträge von Mikroverunreinigungen in die aquatische Umwelt zu reduzieren. Im Rahmen einer Studie sollen technische Möglichkeiten, Kosten sowie Leistungen von Anlagen zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen ausgelotet werden.

Zudem sind die Belastungen an Mikroverunreinigung im Ablauf der Kläranlage vor Einleitung in das Gewässer „Kleine Aue“ sowie die Belastungen im Gewässer selbst nach der Einleitung zu untersuchen. Mit diesen Informationen kann dann die Notwendigkeit und die Priorisierung der Anlage Espelkamp in Bezug auf Behandlungsmaßnahmen abgeschätzt werden.

Am 25.02.2013 beauftragten die Stadtwerke Espelkamp das Ingenieurbüro GFM Beratende Ingenieure GmbH mit dem Anfertigen dieser Studie.

2 Aufgabenstellung

Im Rahmen der Studie sollen die nach genannten Punkten bearbeitet werden.

- I. Zusammenstellung und Einsatzmöglichkeit der verschiedenen Verfahren zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen
 1. Ozonierung
 2. Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK) in vorhandener Anlage
 3. Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK) mit nachgeschaltetem Reaktions- und Sedimentationsbecken
 4. Einsatz von granulierter Aktivkohle (GAK) in nachgeschaltetem Filter
 5. Kombination von Ozonierung und Pulveraktivkohle
 6. Kombination von Ozonierung und Ultraschallbehandlung
 7. Behandlung des Gesamt- oder Trockenwetterzulaufs

- II. Diskussion der Vor- und Nachteile sinnvoller Varianten bezüglich
 1. Wirkungsgrade der verschiedenen Verfahren
 2. Regenerierung der GAK
 3. Reststoffentsorgung
 4. Betriebskosten z.B. in €/m³ oder €/(E·a)
 5. Investitionen
 6. Wirtschaftlichkeit

- III. Empfehlung einer Variante aus den zuvor gewonnenen Ergebnissen

- IV. Erstellung eines Maßnahmenkatalogs mit Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der Vorzugsvariante unter Berücksichtigung der Einflüsse der Anlage zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen.

3 Die Kläranlage Espelkamp

Auf Basis der Energiestudie vom August 2012 [Mitsdoerffer, 2012] wird die bestehende Kläranlage Espelkamp beschrieben. Auslegungsdaten, die für die Fragestellungen der Studie von Relevanz sind, werden ergänzend dazu betrachtet.

3.1 Zulaufsituation

Die Kläranlage Espelkamp weist 2 Kläranlagenzuläufe auf. Die Kernstadt von Espelkamp entwässert im Trennsystem, wobei das Schmutzwasser über trocken aufgestellte Pumpen gehoben wird. Das Schmutzwasser der Ortsteile Fiestel, Gestringen und Falbenstedt (ebenfalls Trennsystem) wird über eine Druckleitung direkt der Kläranlage zugeleitet.

3.2 Bestehende Kläranlage

3.2.1 Ausbaugröße

Die Kläranlage Espelkamp ist auf 33.000 EW (Größenklasse 4) ausgelegt. Gemäß aktuellem Wasserrechtsbescheid dürfen folgende Abflüsse nicht überschritten werden:

Jahresschmutzwassermenge:	Q_a	= 1.522.700 m ³ /a
Mischwasserzufluss:	Q_M	= 230 l/s = 828 m ³ /h
Trockenwetterzufluss:	Q_t	= 168 l/s = 605 m ³ /h

3.2.2 Verfahrenskonzept

Die mechanische Reinigungsstufe setzt sich aus Feinrechen, Sand-/Fettfang und Vorklärung zusammen. Das Sandfanggut wird vor der Entsorgung mit einem Sandklassierer weitestgehend von den organischen Inhaltsstoffen befreit.

Die Vorklärung ist als Längsbecken mit Bodenräumschild ausgeführt. Derzeit wird ein Teilstrom des Rohabwassers an der Vorklärung vorbeigeführt und direkt dem Anaerobbecken zugeleitet. Ziel dieser Betriebsweise ist eine optimierte biologische P-Elimination sowie die Denitrifikation.

Der Vorklärung nachgeschaltet ist ein Ausgleichbecken, das bei Spitzenzuläufen mit dem Ablauf der Vorklärung gefüllt und Nachts in Schwachlastzeiten der biologischen Anlage zugeführt wird.

Die biologische Stufe besteht aus einem Anaerobbecken (Kreiselbecken) in das der Rücklaufschlamm eingeleitet wird, zwei Denitrifikationsbecken denen die Rezirkulation zugeführt wird, einem Zwischenpumpwerk (4 Rohrschnecken) und zwei runden, in Reihe geschaltete Nitrifikationsbecken. Das erste Becken ist mit Umlaufwänden ausgerüstet, so dass sich eine Pfropfenströmung ausbildet. Das zweite nachgeschaltete Becken wird mit einer umlaufenden Brücke vordurchmischt und dient der nachgeschalteten Denitrifikation unter Zugabe einer externen Kohlenstoffquelle.

Als Nachklärung sind zwei runde Becken mit Schildräumern ausgeführt. Der Rücklaufschlamm wird über zwei Rohrschnecken gehoben, die Rezirkulation fließt im freien Gefälle der Denitrifikation zu. Der Überschussschlamm wird über eine eigene Pumpe dem Zulauf der Vorklärung zugegeben, so dass dieser im Schlammtrichter eingedickt wird.

Die Luftversorgung der Belebungsbecken erfolgt über 6 Drehkolbengebläse. Die beiden Nitrifikationsbecken werden intermittierend mit Luft beaufschlagt, wobei die Steuerung über Sonden (NH₄-N, NO₃-N und O₂) durch ein Prozessleitsystem erfolgt.

Neben der biologischen P-Elimination ist eine chemische P-Fällung möglich. Die Steuerung erfolgt über eine PO₄-P-Sonde. Als Fällmittel wird FeCl₃⁺ eingesetzt.

Der Ablauf der Nachklärung fließt in freiem Gefälle dem Schönungsteich zu, der wiederum das gereinigte Abwasser in die kleine Aue entlässt. Die technische Anlage schließt mit dem Ablauf des Schönungsteiches.

Die Schlammstabilisierung erfolgt über einen mesophil betriebenen Faulbehälter. Dessen Beheizung erfolgt durch eine externe Umwälzung über einen außen liegenden Schlamm-Wasser-Wärmetauscher (Rohrwärmetauscher). Zusätzliche interne Umwälzeinrichtungen (Rührwerke, Gaseinpressung) sind in den Faulbehältern nicht installiert. Der zugeführte Rohschlamm wird aus der Vorklärung abgezogen und direkt der mechanischen Eindickung zugeführt. Der eingedickte Schlamm wird dann in die Faulung gepumpt.

Der anaerob stabilisierte Schlamm wird in einem Schlamm Speicher kurzzeitig zwischengespeichert und abschließend mittels einer Siebbandpresse entwässert. Das Filtrat wird ebenfalls gespeichert und prozessangepasst dem Zulauf der Kläranlage zugeleitet.

Das im Faulbehälter entstehende Klärgas wird gefasst, in einem Gasbehälter gespeichert und bei Bedarf den BHKWs zugeführt. Der erzeugte Strom und die erzeugte Wärme werden auf der Kläranlage genutzt.

Abb. 1 zeigt das derzeitige Fließschema der gesamten Kläranlage.

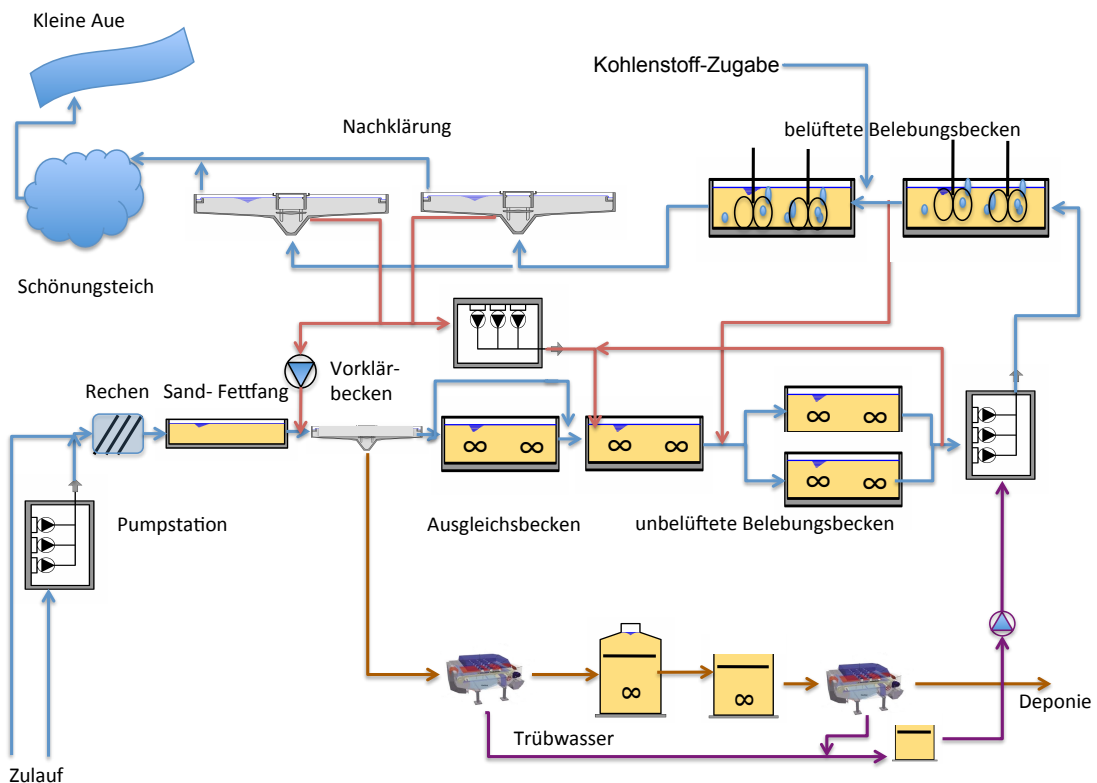


Abb. 1: Fließschema der Kläranlage Espelkamp

3.2.3 Bauwerke und Hauptaggregate

Die Kläranlage Espelkamp besteht im Wesentlichen aus folgenden Anlagenteilen:

I. Mechanische Abwasserbehandlung mit Zwischenhebewerk

Zulaufpumpwerk 4 Kreiselpumpen

1 Feinstrechen (3 mm) inkl. Rechengutpresse

1 belüfteter Sand- und Fettfang

Länge 22 m, $Q_A = 5,8 \text{ m}^3/\text{h}$, Tiefe = 2,9 m, Breite 2,0 m, $V = 128 \text{ m}^3$

1 Vorklärbecken, rechteckig $V = 312 \text{ m}^3$

1 Ausgleichsbecken, rechteckig $V = 624 \text{ m}^3$

II. Biologische Reinigung

1 Anaerobbecken, umlaufend $V = 840 \text{ m}^3$

2 Denitrifikationsbecken, umlaufend mit je $V = 642 \text{ m}^3$

Zwischenhebewerk, 4 Rohrschnecken

2 Nitrifikationsbecken, in Reihe betrieben als Rundbecken je $V = 1.520 \text{ m}^3$,
Tiefe = 4 m ausgerüstet mit je 48 Plattenbelüftern

Gebläsestation mit 6 Gebläse, FU-geregelt

2 Nachklärbecken, rund mit Schlammräumschild, je Nachklärbecken:
 $A = 530 \text{ m}^2$, $V = 1.590 \text{ m}^3$, Radius 13 m, Beckentiefe ($t_{2/3}$) 3 m

Rücklaufschlamm-Pumpwerke, 2 Rohrschnecken

Überschussschlamm-Pumpwerk

III. Weitergehende Abwasserbehandlung

1 Fällmitteldosierstation

Steuerung nach P-Ganglinie

IV. Schlammbehandlung

1 maschinelle Schlammeindickung

1 Faulbehälter mit $V = 1.600 \text{ m}^3$

1 maschinelle Schlammwässerung, Siebbandpresse

V. Gasverwertung

1 Gasbehälter mit insgesamt $V = 700 \text{ m}^3$

2 BHKW mit je 50 kW elektrischer Leistung

1 Gasfackel

3.3 Derzeitige Belastung der Kläranlage

Die Zulauffrachten der Kläranlage Espelkamp werden im Zulaufbereich der Vorklärung und aus dem Ablauf Vorklärung bestimmt. In den Proben der Messstelle sind keine Prozess- oder Spülabwässer enthalten.

Im Jahresmittel ergibt sich ein täglicher Anlagenzulauf von $4.673 \text{ m}^3/\text{d}$. Für Trockenwettertage mit einem Tag Nachlaufzeit wurde eine Menge von $3.826 \text{ m}^3/\text{d}$ ermittelt.

Insgesamt ergaben die Auswertungen der Zulauffrachten bezüglich der gängigen Abwasserparameter die folgenden mittleren Einwohnerwerte bezogen auf das Betriebsjahr 2011:

mittlere CSB-Belastung	27.100 E
mittlere BSB ₅ -Belastung	24.100 E
mittlere N _{ges} -Belastung	31.500 E
mittlere P _{ges} -Belastung	29.200 E

3.4 Anlagenbemessungswerte

Für die Bemessung der Anlage zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen wird von den folgenden Bemessungswerten ausgegangen, die auf den Auswertungen des Betriebstagebuchs für das Betriebsjahr 2011 beruhen.

Betriebswerte zur Berechnung von Jahresverbrauchswerten

Jahresschmutzwassermenge

$$Q_{\text{tw,a}} = 1.396.490 \text{ m}^3/\text{Jahr} = 3.826 \text{ m}^3/\text{d} = 160 \text{ m}^3/\text{h} \\ = 44,3 \text{ l/s}$$

Jahresabwassermenge

$$Q_{\text{ges,a}} = 1.705.479 \text{ m}^3/\text{Jahr} = 4.673 \text{ m}^3/\text{d} = 195 \text{ m}^3/\text{h} \\ = 54,1 \text{ l/s}$$

Betriebswerte zur Berechnung von Tagesverbrauchswerten

maximaler täglicher Trockenwetterzulauf

$$Q_{\text{tw,d}} = 4.762 \text{ m}^3/\text{Tag} = 55,1 \text{ l/s}$$

maximaler täglicher Regenwetterzulauf

$$Q_{\text{ges,d}} = 11.255 \text{ m}^3/\text{Tag} = 130,3 \text{ l/s}$$

Betriebswerte zur Dimensionierung von Anlagen

maximaler stündlicher Trockenwetterzulauf
(Annahme: Spitzenstundenfaktor $x_{Q_{\text{max}}} = 12 \text{ h/d}$)

$$Q_{\text{tw,h}} = 400 \text{ m}^3/\text{Stunde} = 111,1 \text{ l/s}$$

maximaler täglicher Regenwetterzulauf (aus Wasserrechtsbescheid)

$$Q_{\text{ges,h}} = 828 \text{ m}^3/\text{Stunde} = 230 \text{ l/s}$$

3.5 Auslastung der Belebungsstufe

Die im August 2012 durchgeführte Energieanalyse [Mitsdoerffer, 2012] hat ergeben, dass die Anlage zur biologischen Abwasserreinigung keinerlei Reservekapazität aufweist und nur mit extremen verfahrenstechnischen Einstellungen, wie einer in der kalten Jahreszeit sehr hohen Feststoffkonzentration in der Belebungsstufe, betrieben werden kann. Zudem sind die Stickstoffablaufwerte – zumindest zeitweise – nur durch die Zugabe einer externen Kohlenstoffquelle gesichert einzuhalten.

Das Gesamtschlammalter beträgt gemäß dieser Energieanalyse $t_{\text{TS}} = 15,2$ Tage mit einer sehr hohen Feststoffkonzentration in der Belebungsstufe von 5 g/l bei der Bemessungstemperatur von $12 \text{ }^\circ\text{C}$. Das für die Nitrifikation wesentliche aerobe Schlammalter berechnet sich entsprechend der belüfteten und unbelüfteten Volumenverhältnisse zu $t_{\text{TS,aerob}} = 7,6$ Tagen.

Trotz der sehr hohen Feststoffkonzentration in der Belebung ist das aerobe Schlammalter für eine sichere und ausreichende Nitrifikation als grenzwertig zu bezeichnen. Nach ATV-DVWK-A 131 ergibt sich ein erforderliches Gesamtschlammalter von $t_{TS} = 15,9$ Tagen bei der Anlagenbemessung [Mitsdoerffer, 2012]

Bei allen Verfahrenstechniken, die in die Anlage zu integrieren sind, muss somit der Einfluss auf das Schlammalter überprüft werden, da eine weitere Verringerung nicht zulässig ist.

Der Überschussschlammabzug ergibt sich durch die Berechnungen der Energieanalyse zu $1.211 \text{ kg}_{TR}/\text{Tag}$. [Mitsdoerffer, 2012]

3.6 Ablaufwerte

Zur Beurteilung der Eignung von Verfahren zur Mikroschadstoffelimination ist es erforderlich, die Ablaufkonzentrationen der Kläranlage zu kennen, da diese bei einigen Eliminationsverfahren den Zulaufkonzentrationen zur Behandlungsanlage entsprechen.

Die in Tabelle 1 dargestellte statistische Auswertung zeigt die Ablaufkonzentrationen der Kläranlage Espelkamp im Zeitraum vom 18.01.2012 bis 05.07.2013 unterteilt nach der Probenahme in 24-Stunden-Misch- und in Stichproben.

Tabelle 1: Statistische Werte der Ablaufkonzentrationen der KA Espelkamp der Stickproben und der 24-h-Mischproben in der Zeit vom 18.01.2012 bis 05.07.2013

Parameter	Mittelwert [mg/l]		85 %-Quantil [mg/l]		Maximum [mg/l]	
	Stichprobe (SP)	24-Stunden-Mischprobe (MP)	Stichprobe (SP)	24-Stunden-Mischprobe (MP)	Stichprobe (SP)	24-Stunden-Mischprobe (MP)
NH ₄ -N (96/94)	0,17	0,07	0,26	0,11	2,94	0,33
NO ₃ -N (96/96)	5,84	6,42	7,02	7,67	8,77	9,72
NO ₂ -N (96/95)	0,19	0,08	0,31	0,13	1,54	0,57
N _{anorg.} (98/98)	6,07	6,44	7,56	7,89	9,46	10,25
N _{Ges} (95/95)	8,15	8,43	9,66	9,69	11,80	12,30
P _{Ges} (95/96)	0,63	0,57	0,92	0,75	2,26	1,60
CSB (98/98)	36,27	34,42	40,69	38,54	52,40	45,80
BSB ₅ (57/62)	13,42	5,23	21,00	8,00	35,00	13,00

Tabelle 1 zeigt, dass es bei den Ablaufwerten keine besonderen Auffälligkeiten gibt. In Anbetracht des knappen aeroben Schlammalters sind hier insbesondere die Ammoniumablaufwerte (NH₄-N) als niedrig zu bezeichnen, da die Verweilzeit der Nitrifikanten derzeit offenbar gerade noch ausreichend hoch ist, um nicht aus dem System ausgeschwemmt zu werden.

Der CSB im Ablauf entspricht üblichen Werten für kommunale Kläranlagen. Für weitere Berechnungen wird eine CSB-Konzentration im Ablauf mit 40 mg/l festgesetzt. Es wird zudem hypothetisch davon ausgegangen, dass der gelöste Anteil des CSB der Hälfte des gesamten CSB entspricht. Diese Hypothese sollte durch entsprechende Analysen mit membranfiltrierten Abwasserproben verifiziert werden.

Zur TS-Ablaufkonzentration liegen keine Messungen vor. Die geringen P_{Ges}-Konzentrationen lassen aber auf sehr niedrige Werte schließen. Als Bemessungswert für Nitrit-Stickstoff wird der 85 %-Wert der Stichprobe von $0,31 \text{ mg/l}$ verwendet.

4 **Analysenergebnisse**

Am 14.05.2013 um 12:00 Uhr wurde durch die Firma HBICON GmbH eine Stichprobe vom Ablauf der Nachklärung entnommen sowie am selben Tag um 11:30 Uhr eine Stichprobe des Wassers der kleinen Aue unterhalb der Einleitstelle des Kläranlagenablaufs.

Als Bestimmungsparameter wurden die gängigen Mikroverunreinigungen aus den Bereichen Pharmazeutika, Industriechemikalien sowie Pflanzenschutzmittel ausgewählt.

Die in der Tabelle 2 dargestellten Ergebnisse werden den im NRW-Monitoring-Leitfaden [Anhang 1] angegebenen Werten gegenübergestellt sowie mit den Werten, die in der Schweiz [Abegglen et al., 2012] gemessen wurden, verglichen.

Der Vergleich zeigt, dass insbesondere die Stoffe Amidotrizoesäure, Iopamidol und Iomeprol aus dem Bereich der Röntgenkontrastmittel sowie Bisphenol A als endokrin wirksame Substanz als auch Diuron und DEHP deutlich erhöhte Werte im Gewässer aufzeigen (Tabelle 2, orange markierte Felder).

Insbesondere weichen die gemessenen Werte aus der Schweiz deutlich bei den Röntgenkontrastmitteln, den Antibiotika, den Antiepileptika sowie den Antirheumatika ab.

Auffällig ist an den Analysenergebnissen, dass einige Parameter im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung höhere Konzentrationen aufweisen als im Ablauf der Kläranlage, obwohl Oberstrom keine weiteren Kläranlagenzuflüsse vorhanden sind. Am Tag der Messung wies die Kleine Aue maximal einen Abfluss auf, der 25 % des Kläranlagenabflusses entsprach [Rüter, 2013]. Dieser Kläranlagenabfluss betrug am Tag der Messung 3.709 m³/Tag, so dass die Kleine Aue vor der Einleitung höchstens 1.000 m³/Tag geführt hat.

Erklärbar wäre diese Diskrepanz bei den Messwerten durch die unterschiedlichen Zeitpunkte der Probenahme, so dass die Unterschiede mit tageszeitlichen Schwankungen der Konzentrationen an Mikroverunreinigungen erklärbar sind.

Diese Hypothese sollte jedoch durch weitere Messungen abgesichert werden.

Das Konzentrationsniveau an Pharmazeutika im Ablauf der Kläranlage Espelkamp ist insgesamt als vergleichsweise hoch einzuschätzen. Tabelle 3 gibt hier eine ergänzende Übersicht zu weiteren Kläranlagen in NRW [Grünebaum, 2011].

Zudem werden in Tabelle 4 ausgewählte gemessene Konzentrationen von 15 weiteren Kläranlagenabläufen in Ostwestfalen-Lippe mit denen der Kläranlage Espelkamp statistisch verglichen [Sürder, 2013]. Dabei ist ersichtlich, dass die Konzentration an Diclofenac den höchsten Wert aller beprobten Anlagen aufweist. Auch bei den Parametern Metoprolol, Iopamidol und 1-H Benzotriazol liegen die Konzentrationen in Espelkamp im vorderen Viertel aller Vergleichswerte.

Tabelle 5 zeigt die stöchiometrischen Koeffizienten zur Umrechnung der Mikroschadstoffkonzentrationen in die Summenparameter DOC und CSB. In der Summe emittiert die Kläranlage damit täglich etwa 113 g DOC oder 328 g CSB an Mikroverunreinigungen.

Bezogen auf den Kläranlagenabfluss während der Probenahme ergibt diese Fracht eine Konzentration von 30 mg_{DOC}/m³ oder 88 mg_{CSB}/m³.

Insgesamt ist festzuhalten, dass eine Elimination von Mikroschadstoffen für die Kläranlage Espelkamp, hier besonders bei den Pharmazeutika, angezeigt ist.

Tabelle 2: Ergebnisse der Analysen auf Mikroverunreinigungen zur Probenahme vom 14. Mai 2013 mit einem Vergleich von Schweizer Kläranlagen und Gewässern [Abegglen et al., 2012], der Kläranlage Duisburg-Vierlinden [Herbst et al., 2011] sowie den Werte nach Umweltqualitäts-Norm (UQN) oder als Orientierungswert gemäß NRW-Monitoring-Leitfaden [siehe Anhang 1]

Stoffgruppe	Leitparameter	Einheit	Ablauf KA Espelkamp	Gewässer unterhalb KA-Ablauf	DU-Vierlinden KA-Ablauf	Schweiz KA Ablauf	Schweiz Gewässer	UQN/OW
Röntgen-Kontrastmittel	Amidotrizoesäure	µg/l	< 0,05	0,22	0,14	0,598	0,206	0,100
	Iopamidol	µg/l	2,20	3,60	0,016	0,377	0,092	0,100
	Iomeprol	µg/l	0,09	0,12	0,011	0,380	0,275	0,100
Antibiotika	Sulfamethoxazol	µg/l	0,43	0,41	0,33 - 1,3	0,238	0,026	0,150
Antiepileptika	Carbamazepin	µg/l	1,40	0,89	0,92 - 2,8	0,482	0,013	0,500
Antirheumatika	Diclofenac	µg/l	4,70	2,10	0,84 - 4,5	0,647	0,065	0,100
Betablocker	Metoprolol	µg/l	3,40	1,90	0,29 - 1,74	0,020	0,166	7,300
Flammschutzmittel	TCPP	µg/l	1,10	0,89				10,000
Korrosionsschutzmittel	1-H Benzotriazol	µg/l	7,30	5,30		12,881	1,230	10,000
Endokrine Stoffe	Bisphenol A	µg/l	0,13	0,20		0,331	0,840	0,100
	Ethinylestradiol	µg/l	< 0,02	< 0,02		0,002	0,010	0,000035
Psychopharmaka	Melperon	µg/l	0,09	< 0,05				
Pflanzenschutzmittel	Isoproturon	µg/l	< 0,05	< 0,05		0,012	0,315	0,300
	Diuron	µg/l	0,28	0,29		1,379	0,070	0,200
Weichmacher	DEHP	µg/l	1,70	1,70				1,300
Moschusduftstoffe	AHTN	µg/l	< 0,03	< 0,03				3,500
	HHCB	µg/l	0,70	0,24				7,000
Komplexbildner	EDTA	µg/l	40,00	20,00				240,000
Perfluorierte Tenside (PFT)	PFBA	ng/l	< 5,0					
	PFPA	ng/l	< 5,0					
	PFHxA	ng/l	< 5,0					
	PFHpA	ng/l	< 5,0					
	PFNA	ng/l	< 5,0					
	PFDA	ng/l	< 5,0					
	G-PFOS	ng/l	< 5,0					
	G-PFOA	ng/l	< 5,0					
	G-PFBS	ng/l	< 5,0					
G-PFHxS	ng/l	< 5,0						

Tabelle 3: Zusammenfassung von Mikroschadstoffen bei verschiedenen Kläranlagenabläufen [Grünebaum, 2011]

Stoffgruppe	Leitparameter	Mittelwert Schwerte [ng/l]	Mittelwert Bad Sassendorf [ng/l]	Mittelwert DU-Vierlinden [ng/l]
Röntgenkontrastmittel	Amidotrizesäure	8.800	450	800
Antibiotika	Ciprofloxazin, Sulfamethoxazol	130, 1.000	89, 710	61, 650
Antiepileptika	Carbamazepin	1.100	1.300	1.800
Antirheumatika	Diclofenac	3.000	4.900	1.300
Betablocker	Metoprolol	1.000	540	570
Lipidsenker	Bezafibrat	47	< 10	< 10
Endokrine Stoffe	Bisphenol A	97	k. A. (240*)	29
Moschusduftstoffe	Galaxolid (HHCB)	940	510	1.059
Flammschutzmittel	Tris(2-chlorisopropyl) phosphat	1.400	900	760
Perfluorierte org. Verbindungen	Perfluorooctansäure (PFOA)	35	27	14
Psychopharmaka	Melperon	160	250	26
Benzotriazole	1H-Benzotriazol	2.600	2.100	1.700

* Aufgrund eines Blindwertes bei der Probenahme, wurden hier der Mittelwert aus alten Messungen von KL aufgeführt

Tabelle 4: Statistische Auswertung der Ablaufkonzentrationen von Kläranlagen in OWL im Vergleich zu den Ergebnissen des Ablaufs der KA Espelkamp ausgewertet nach Daten von [Sürder, 2013]. Ausgeblendete Daten sind als vertraulich gekennzeichnet, liegen den Autoren aber vor

Leitparameter	Diclofenac	Metoprolol	Iopamidol	1-H Benzotriazol	Sulfamethoxazol	Carbamazepin	Iomeprol
Einheit	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l
Espelkamp	4.700	3.400	2.200	7.300	430	1.400	89
KA 1							
KA 2							
KA 3							
KA 4							
KA 5							
KA 6							
KA 7							
KA 8							
KA 9							
KA 10							
KA 11							
KA 12							
KA 13							
KA 14							
KA 15							
Rang Espelkamp [...von 16]	1	3	4	4	6	7	16
Maximum	4.700	4.300	38.000	24.000	750	2.100	86.000
Median	1.650	2.000	875	5.550	410	1.400	460
Mittelwert	1.795	2.177	4.151	7.450	405	1.344	6.589

Tabelle 5: Stöchiometrische Parameter zur Berechnung von DOC und CSB der jeweiligen Mikroschadstoffe und Frachtenberechnung des Kläranlagenablaufs

Stoffgruppe	Leitparameter	Summenformel	DOC [g _{DOC} /g _{Stoff}]	CSB [g _{CSB} /g _{Stoff}]	CSB:DOC	B _{d,DOC} Abl. KA [g/d]	B _{d,CSB} Abl. KA [g/d]
Röntgen-Kontrastmittel	Amidotrizoesäure	C ₁₁ H ₉ I ₃ N ₂ O ₄	0,2150	0,5864	2,7273		
	Iopamidol	C ₁₇ H ₂₂ I ₃ N ₃ O ₈	0,2625	0,7618	2,9020	2,1421	6,2164
	Iomeprol	C ₁₇ H ₂₂ I ₃ N ₃ O ₈	0,2625	0,7618	2,9020	0,0867	0,2515
Antibiotika	Sulfamethoxazol	C ₁₀ H ₁₁ N ₃ O ₃ S	0,4738	1,4214	3,0000	0,7556	2,2669
Anti-epileptika	Carbamazepin	C ₁₅ H ₁₂ N ₂ O	0,7618	2,3702	3,1111	3,9559	12,3073
Anti-rheumatika	Diclofenac	C ₁₄ H ₁₁ Cl ₂ NO ₂	0,5673	1,7018	3,0000	9,8890	29,6670
Betablocker	Metoprolol	C ₁₅ H ₂₅ NO ₃	0,6732	2,3639	3,5111	8,4901	29,8096
Flamm-schutzmittel	TCPP	C ₉ H ₁₈ Cl ₃ O ₄ P	0,3297	1,1235	3,4074	1,3452	4,5837
Korrosions-schutzmittel	1-H Benzotriazol	C ₆ H ₅ N ₃	0,6044	1,9475	3,2222	16,3641	52,7286
Endokrine Stoffe	Bisphenol A	C ₁₅ H ₁₆ O ₂	0,7885	2,5232	3,2000	0,3802	1,2166
	Ethinylestradiol	C ₂₀ H ₂₄ O ₂	0,8097	2,6991	3,3333		
Psycho-pharmaka	Melperon	C ₁₆ H ₂₂ FNO	0,7291	2,5517	3,5000	0,2407	0,8423
Pflanzen-schutzmittel	Isoproturon	C ₁₂ H ₁₈ N ₂ O	0,6980	2,4819	3,5556		
	Diuron	C ₉ H ₁₀ Cl ₂ N ₂ O	0,4633	1,5101	3,2593	0,4812	1,5682
Weich-macher	DEHP	C ₂₄ H ₃₈ O ₄	0,7374	2,5809	3,5000	4,6495	16,2734
Moschus-duftstoffe	AHTN	C ₁₈ H ₂₆ O	0,8372	2,9767	3,5556		
	HHCB	C ₁₈ H ₂₆ O	0,8372	2,9767	3,5556	2,1736	7,7285
Komplex-bildner	EDTA	C ₁₀ H ₁₆ N ₂ O ₈	0,4106	1,0950	2,6667	60,9198	162,4528
Summe						113	328

5 Verfahrensübersicht

Sofern nicht durch eine andere Quelle kenntlich gemacht, erfolgen die allgemeinen Ausführungen zur den jeweiligen Verfahren gemäß den Zusammenstellungen von Abegglen und Siegrist [Abegglen et al., 2012]. Die spezifischen Aussagen zur Kläranlage Espelkamp wurden von den Autoren der Studie erarbeitet.

In der Literatur sind einige Verfahren zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen bekannt. Tabelle 6 gibt darüber einen Überblick und zeigt deren Anwendungsmöglichkeiten [Abegglen et al., 2012]

Tabelle 6: *Bewertung von Verfahren zur Reduzierung von Mikroschadstoffen [verändert nach Abegglen et al., 2012]*

Verfahren	Eignung	Breitbandwirkung	Abfälle	Nebenprodukte	Anwendbarkeit	Kosten - Nutzen
Ozon	geeignet	vorhanden	nein	möglich	erprobt	bekannt
PAK	geeignet	vorhanden	ja	nein	erprobt	bekannt
GAK	geeignet	vorhanden	wenig als PAK	nein	erprobt	teilweise bekannt
Ultraschall	wenig bekannt	eher gering	nein	möglich	wenig erprobt	kaum bekannt

Die in Tabelle 6 genannten Verfahren werden – auch in Kombination miteinander – vorgestellt, diskutiert und auf die Anwendbarkeit für die Kläranlage Espelkamp überprüft.

6 Ozonierung

Ozon ist ein sehr reaktives Gas, welches zur einer starken Oxidation aller organischen Verbindungen im Abwasser führt. Somit werden nicht nur die organischen Schadstoffe oxidiert sondern auch vorhandene unschädliche Kohlenstoffverbindungen, die als Rest-CSB oder Rest-DOC im Abwasser vorliegen.

Unter einer direkten Oxidation mit Ozon versteht man den selektiven Angriff auf bevorzugte chemische Bindungen (wie C=C-Doppelbindungen, phenolische Verbindungen, Aminogruppen). Somit gibt es Substanzen, die extrem rasch angegriffen werden, während andere gegenüber Ozon persistent sind.

Ein weiterer Mechanismus bei der Ozonierung bewirkt, dass ein Teil des Ozons in Gegenwart von organischem Kohlenstoff und OH⁻-Ionen im Wasser zu OH-Radikalen zerfällt. Diese Radikale reagieren sehr schnell und unselektiv mit verschiedensten Substanzen. Trotz ihrer kurzen Lebensdauer und der sehr geringen Konzentrationen tragen sie wesentlich zur Elimination von Mikroverunreinigungen bei selbst wenn diese nicht oder nur sehr langsam direkt mit Ozon reagieren. Somit handelt es sich bei diesem Mechanismus um eine indirekte Ozonierung.

Die eingetragene Ozonmenge ist für den Betrieb ein wesentlicher Parameter. Je höher die eingetragene Menge, desto mehr Ozon steht für die Reaktionen zur Verfügung. Üblicherweise werden Ozonkonzentrationen von 3 bis 9 mgO₃/l im Ozonreaktor eingestellt.

Da Ozon sowie die gebildeten OH-Radikale nicht nur mit den Spurenstoffen reagieren, sondern auch mit der Hintergrundmatrix bestehend aus unkritischem DOC bzw. CSB, ist ein möglichst geringer Rest-DOC/CSB im Ablauf der Anlage vor der Ozonierung vorteilhaft.

Auch Nitrit reagiert sehr rasch mit Ozon und wird dabei zu Nitrat oxidiert. Ein hoher Nitritgehalt im Ablauf erhöht den Ozonbedarf und damit den Energieverbrauch. Eine vollständige Nitrifikation ist daher Voraussetzung für einen wirtschaftlichen Betrieb einer Ozonierung.

Das Verfahren zur Ozonbehandlung des Abwassers besteht aus den in Abb. 2 dargestellten Komponenten.

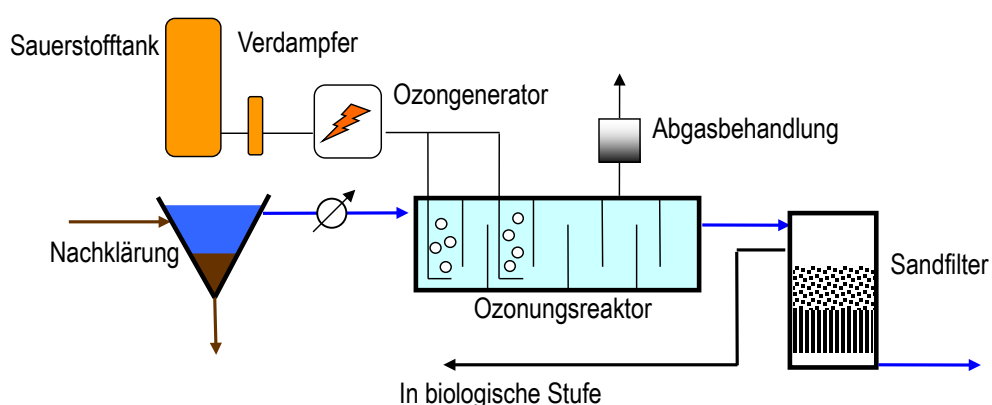


Abb. 2: Prinzipschema einer Ozonierungsanlage [Abegglen et al., 2012]

Bei dem in Abb. 2 dargestellten Ozonierungsverfahren fließt das Wasser von der Nachklärung in den Ozonierungsreaktor und weiter in eine Nachbehandlung wie beispielsweise einem Sandfilter, einem Schönungsteich oder einer anderen biologischen Stufe.

Ozon wird im Allgemeinen aus angeliefertem Flüssig-Sauerstoff mittels elektrischer Entladung in einem Ozongenerator hergestellt. Ein großer Teil (ca. 90 %) der eingebrachten Energie wird in Wärme umgewandelt und muss durch Kühlung abgeführt werden.

Im Ozonierungsreaktor werden Ozon und Abwasser vermischt, so dass das Ozon mit den Abwasserinhaltsstoffen reagieren kann. Der Reaktor kann kaskadenförmig durchströmt werden, um eine ideale Ozonausnutzung zu erzielen. Neuere Untersuchungen zeigen jedoch, dass die Kaskadierung kaum bessere Eliminationsleistungen ergibt [Herbst et al., 2011], [Grünebaum, 2011], so dass darauf verzichtet werden kann.

Als Bemessungsgröße für diesen Reaktor kann eine Verweilzeit zwischen 10 und 20 Minuten bei Trockenwetterzufluss zu Grund gelegt werden.

Als Einblastiefe für das Ozon sind mindestens 4 Meter vorzusehen.

Um eine Gefährdung des Betriebspersonals auszuschließen, ist der Ozonierungsreaktor zudem gasdicht auszuführen. Die Abluft wird über einen Restozonvernichter geleitet, um gesundheitliche Risiken für das Betriebspersonal zu vermeiden.

Da bei der Ozonierung reaktive Oxidationsprodukte entstehen, wird eine nachgeschaltete Stufe mit biologischer Aktivität wie ein Sandfilter empfohlen, so dass diese Produkte eliminiert werden.

Da der Ablauf der Kläranlage Espelkamp über einen Schönungsteich geführt wird, kann es als wahrscheinlich gelten, dass eine Nachbehandlung über einen Sandfilter nicht erforderlich ist, da die Metabolite und Transformationsprodukte aus der Ozonierung in diesem unschädlich gemacht werden. [Abegglen et al., 2012]

6.1 Auswirkungen auf Kläranlage

Eine Ozonierungsstufe hat nur einen geringen Einfluss auf den übrigen Betrieb der Kläranlage Espelkamp. Neben dem zusätzlichen Aufwand für Energie (Anschlussleistung, Stromverbrauch), Personal (Ausbildung, Wartung, Überwachung) und den damit verbundenen Kosten (Investition, Betrieb) sind im Prinzip keine weiteren Auswirkungen zu erwarten. Allenfalls wird ein Pumpwerk benötigt, welches das Abwasser entsprechend anhebt.

6.2 Eliminationsleistung

Mit der Ozonierung kann im Allgemeinen ein breites Spektrum an Mikroverunreinigungen eliminiert werden. Zu den gewässerrelevanten Stoffgruppen, die sehr gut entfernt werden, gehören beispielsweise die hormonaktiven Substanzen und die Antibiotika. Weniger gut werden die meisten Röntgenkontrastmittel – für Espelkamp besonders bei der hohen Iopamidol Konzentration kritisch –, einige Biozide oder das Schmerzmittel Ibuprofen eliminiert. [Abegglen et al., 2012]

6.3 Bemessung

Die Ozonierungsanlage wird unmittelbar am Ablauf der Nachklärung und vor dem Schönungsteich vorgesehen. Die gesamte Anlage besteht aus folgenden Bauteilen

- » Reaktionsbecken inkl. Pumpstation mit O₃-Injektoren oder O₃-Diffusoren
- » Ozongenerator im Betriebsgebäude
- » Restozonvernichter mit Absauggebläse
- » Sauerstofftank

6.4 Reststoffe

Vorteil der Ozonierung ist, dass keinerlei Reststoffe anfallen, die entsorgt oder regeneriert werden müssen.

6.4.1 Ozongenerator

Die Ozonierungsanlage wird auf eine mittlere Ozonkonzentration von 8 mg/l bemessen. Bei dieser Konzentration werden die wesentlichen Pharmazeutika zu rund 90 % bzw. beim Betablocker Metoprolol zu rund 70 % abgebaut. [Herbst et al., 2011]

Der jährliche Bedarf an Ozon beträgt somit bezogen auf die Jahresschmutzwassermenge

$$B_{a,O_3} = Q_{tw,a} \cdot 8 \text{ gO}_3/\text{m}^3 \cdot 1 \text{ kg} / 1000\text{g} = 11.172 \text{ kgO}_3/\text{Jahr}$$

die dazu erforderliche Sauerstoffmenge ergibt sich zu

$$B_{a,O_2} = B_{a,O_3} \cdot 10 \text{ kgO}_2/\text{kgO}_3 \cdot 1 \text{ to} / 1000 \text{ kg} = 112 \text{ toO}_2/\text{Jahr}$$

Da sich auch für die Jahresabwassermenge $Q_{ges,a}$ bei der oben berechneten Ozonerzeugung noch immer eine O_3 -Konzentration von 6,55 mg/l findet, die sicher zufriedenstellende Abbauleistungen erwarten lässt, kann zur Berechnung des Jahresverbrauchs von den genannten Ozon- und Sauerstoffmenge ausgegangen werden.

Für die Auslegung des Ozongenerators und der Ozoneinbringung sind jedoch die maximalen Stundenwerte zu berücksichtigen.

$$\max B_{h,O_3} = Q_{tw,h} \cdot 8 \text{ gO}_3/\text{m}^3 \cdot 1 \text{ kg} / 1000\text{g} = 3,2 \text{ kgO}_3/\text{Stunde}$$

die dazu erforderliche Sauerstoffmenge ergibt sich zu

$$\max B_{h,O_2} = \max B_{a,O_3} \cdot 10 \text{ kgO}_2/\text{kgO}_3 = 32 \text{ kgO}_2/\text{Stunde}$$

Bei Mischwasserzufluss $Q_{ges,h}$ ergibt sich mit dieser Auslegungsgröße eine O_3 -Konzentration von 3,9 mg/l. Diese Konzentration ist für die Elimination der meisten Mikroverunreinigungen noch ausreichend, so dass der Ozongenerator mit einer stündlichen Leistung von mindestens 3,2 kg O_3 /h zu dimensionieren ist.

Für die Auslegung des Flüssigsauerstofftanks wird davon ausgegangen, dass dieser im Mittel alle zwei Monate befüllt werden soll, so dass eine O_2 -Menge erforderlich ist von

$$\begin{aligned} O_2\text{-Menge} &= 112 \text{ toO}_2/\text{Jahr} : 6 \text{ Monate} = 20 \text{ to} / 2 \text{ Monate} \\ O_2\text{-Volumen} &= 20 \text{ to} : 1,141 \text{ to}/\text{m}^3 = 18 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

Um die berechneten Ozon-Mengen zu verifizieren, können diese durch den CSB und den Nitritgehalt im Zulauf der Ozonierungsanlage nachgerechnet werden.

Berechnung des Ozonbedarfs für die chemische Oxidation von Nitrit

$$\begin{aligned} \text{NO}_2\text{-N im Ablauf:} &= 0,31 \text{ g}/\text{m}^3 \\ B_{h,\text{NO}_2\text{-N}} &= 0,31 \text{ g}/\text{m}^3 \cdot 400 \text{ m}^3/\text{h} = 124 \text{ g}_{\text{NO}_2\text{-N}}/\text{h} \\ \text{spez. O}_3\text{-Bedarf} &= 3,43 \text{ gO}_3/\text{g}_{\text{NO}_2\text{-N}} \quad [\text{Abegglen et al., 2012}] \\ B_{h,O_3} &= 124 \text{ g}_{\text{NO}_2\text{-N}}/\text{h} \cdot 3,43 \text{ gO}_3/\text{g}_{\text{NO}_2\text{-N}} = 425 \text{ gO}_3/\text{h} \end{aligned}$$

Berechnung des Ozonbedarfs für die chemische Oxidation des CSB

$$\begin{aligned} \text{CSB}_{\text{gelöst}} \text{ im Ablauf:} &= 20 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{m}^3 \\ B_{h,\text{CSB}_{\text{gel.}}} &= 20 \text{ g}/\text{m}^3 \cdot 400 \text{ m}^3/\text{h} = 8.000 \text{ g}_{\text{CSB}_{\text{gel.}}}/\text{h} \\ \text{DOC/CSB} &\approx 1 : 3 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{DOC im Ablauf:} & \approx 6,7 \text{ g}_{\text{DOC}}/\text{m}^3 \\ B_{h,\text{DOC}} & = 8.000 \text{ g}_{\text{CSB}_{\text{gel}}}/\text{h} : 3 \quad \approx 2.700 \text{ g}_{\text{DOC}}/\text{h} \\ \text{geplant } B_{a,\text{O}_3} & = 3.200 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{h} \\ \text{abzüglich O}_3\text{-Bedarf für Nitritoxidation:} \\ \text{verfügbar O}_3^{\text{DOC}} & = 3.200 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{h} - 425 \text{ g}_{\text{O}_3}^{\text{NO}_2\text{-N}}/\text{h} \quad = 2.775 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{h} \\ \text{spez. O}_3/\text{DOC} & = 2.775 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{h} : 2.700 \text{ g}_{\text{DOC}}/\text{h} \quad = 1,03 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}} \\ \text{empfohlen spez. O}_3/\text{DOC} & = 0,4 \dots 1,2 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}} \quad [\text{Herbst, 2012}] \end{aligned}$$

Die Bemessung des O₃-Generators mit einer Leistung von 3,2 kgO₃/h kann somit bestehen bleiben.

Der Ozongenerator ist in einem neu zu errichtenden Gebäude aufzustellen, in dem auch der Restozonvernichter und die Mess-, Steuer- und Regeltechnik untergebracht sind.

Der Sauerstoff wird flüssig angeliefert und in einem neu zu errichtenden 18 m³-Tank gespeichert.

6.4.2 Kontaktbecken

Das Kontaktbecken wird für den maximal stündlichen Trockenwetterzulauf auf eine hydraulische Verweilzeit von 30 Minuten ausgelegt.

Somit verbleibt selbst für die nach Wasserrechtsbescheid zulässige Mischwassermenge $Q_{\text{ges,h}}$ eine hydraulische Verweilzeit im Kontaktbecken von knapp 15 Minuten, mit der auch für diesen Belastungsfall noch nennenswerte Eliminationsergebnisse zu erzielen sind.

Zu beachten ist, dass die letzten 25 % des Kontaktbeckens mit einer Trennwand abgeteilt werden sollten, um als Ausgasungszone betrieben zu werden. Eine Kaskadierung des Kontaktbeckens hat sich als nicht erforderlich erwiesen [Herbst et al., 2011], [Grünebaum, 2011].

Ebenso werden die Eliminationsleistungen durch die Wahl des Begasungssystems „Diffusoren“ oder „Injektoren“ nicht beeinflusst. [Herbst et al., 2011]

6.4.3 Nachbehandlung

Um anfallende Metabolite bei der Ozonierung unschädlich zu machen, hat sich gezeigt, dass eine biologische Nachbehandlung des ozonierten Abwassers sinnvoll ist.

Analog zur Kläranlage Bad Sassendorf [Mertsch, 2013], die über eine Ozonierung mit nachgeschaltetem Schönungsteich verfügt, wird davon ausgegangen, dass der vorhandene Teich für die biologische Nachbehandlung auch in Espelkamp ausreichend ist.

Sollten sich im Betrieb schädliche Metabolite nachweisen lassen, kann dieser mit einer zusätzlichen Belüftung nachgerüstet werden, um die biologischen Prozesse im Teich zu intensivieren.

Ein Sandfilter wird somit nicht in die Betrachtungen des Verfahrens einbezogen.

6.5 Kosten

6.5.1 Betriebskosten

Die wesentlichen Betriebskosten für die Ozonierungsanlage setzen sich aus den Kosten für den Energieverbrauch zur Ozonerzeugung sowie aus dem Bezug des Flüssigsauerstoffs zusammen. Zudem wird für den Betrieb der Pumpen, des Restozonvernichters und der Ozonbegasung Strom benötigt.

Der spezifische Energieverbrauch für die Ozonerzeugung beläuft sich auf etwa 12,5 kWh/kgO₃ [Abegglen et al., 2012]. Der jährliche Energieverbrauch berechnet sich daher zu

$$P_{O_3} = B_{a,O_3} \cdot 12,5 \text{ kWh/kgO}_3 = 140.000 \text{ kWh/Jahr}$$

Bei einem Strompreis von 0,18 €/kWh ergeben sich damit Stromkosten in Höhe von rund 25.000 € im Jahr.

Die Kosten für den Reinsauerstoff ergeben sich über die Jahresmenge an Reinsauerstoff und dessen spezifischen Preis von rund 0,15 €/kgO₂ zu jährlich 17.000 €.

Alle anderen Betriebskosten sind ohne die genaue Kenntnis aller Anlagenleistungsdaten kaum zu schätzen und werden überschlägig mit 20.000 € im Jahr veranschlagt. Hierin sind auch die Kosten für Personal, Versicherungen, Brauchwasser und für übrige Energie enthalten.

Insgesamt ergeben sich somit jährliche Betriebskosten von rund

$$62.000 \text{ €}$$

Aus diesem Betriebskostenansatz berechnen sich einwohnerspezifische Betriebskosten in Höhe von 2,29 €/(EW·a).

Aus Mertsch [Mertsch, 2013] können Betriebskosten in Höhe von 67.000 € für eine Anlage dieser Größe entnommen werden, was sich gut mit den hier berechneten projektspezifischen Betriebskosten deckt.

Alle dargestellten Betriebskosten verstehen sich inkl. Umsatzsteuer.

6.5.2 Investitionen

Für die dargestellten Anlagenkomponenten wurde eine Kostenschätzung durchgeführt. Das Ergebnis dieser Schätzung zeigt Tabelle 7. Eine detailliertere Kostenaufschlüsselung ist der Anlage 2 zu entnehmen.

Tabelle 7: Kostenschätzung für eine Ozonierungsanlage auf der KA Espelkamp

Zusammenstellung

Baukosten		368.000 €
Kosten Maschinentchnik		322.000 €
Kosten EMS/R		207.000 €
Erstellungskosten		897.000 €
Baunebenkosten (25 %)	0,25	224.250 €
Kosten netto		1.121.250 €
MwSt. (19 %)	0,19	213.038 €
Kosten brutto		1.334.288 €

Die berechneten Investitionen lassen sich gut im denen der KA Bad Sassendorf vergleichen, die eine ähnliche Größe wie die KA Espelkamp aufweist. Für Bad Sassendorf werden Investitionen in Höhe von knapp 1,0 Mio. € angegeben [Mertsch, 2013].

Die Kläranlage Duisburg-Vierlinden, die mit Espelkamp besonders hinsichtlich der Wassermengen vergleichbar ist, verfügt ebenfalls über eine Ozonierung. Als Nachbehandlungsstufe wurde dort zudem noch ein Wirbelbettreaktor gebaut sowie eine deutlich aufwändigere Begasungstechnik gewählt, da hier die Diffusor- mit der Injektorteknik verglichen werden sollte.

Ebenfalls wurden die Reaktionsbecken dort mit variablen Kaskaden ausgerüstet, um die Notwendigkeit der Kaskadierung zu überprüfen. Somit sind die Investitionen auf der KA Duisburg-Vierlinden mit insgesamt 1,5 Mio. aufgrund dortigen des Forschungsansatzes kaum mit denen für die KA Espelkamp zu vergleichen. [Mertsch, 2013]

6.5.3 Jahreskosten

Zur Berechnung der Jahreskosten, die aus den Investitionen resultieren, werden für die Kostengruppen nach Nutzungsdauern gesplittet. Als einheitlicher Real-Zinssatz werden gemäß LAWA [LAWA] 3,0 % pro Jahr gewählt. Daraus berechnet sich ein Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR.

Bautechnik	Nutzungsdauer n = 30 Jahre:	$KFAKR(3\%,30a) = 0,0510$
Maschinentechnik	Nutzungsdauer n = 15 Jahre:	$KFAKR(3\%,15a) = 0,0838$
Elektrotechnik	Nutzungsdauer n = 10 Jahre:	$KFAKR(3\%,10a) = 0,1172$

Somit können die Jahreskosten (inkl. Nebenkosten und MwSt.) für die Ozonierungsanlage wie in Tabelle 8 dargestellt, zusammengefasst werden.

Tabelle 8: Jahreskosten für eine Ozonierungsanlage

Position	Jahreskosten [€/a]	Mehrkosten pro Einwohnerwert [€/EW·a]	Mehrkosten pro m ³ Schmutzwasser [€/m ³]
Bautechnik	27.928	1,0306	0,0200
Maschinentechnik	40.122	1,4805	0,0287
Elektrotechnik	36.097	1,3320	0,0258
Ozonerzeugung	25.000	0,9225	0,0179
Sauerstoffbezug	17.000	0,6273	0,0122
Sonstiges	20.000	0,7380	0,0143
Summe	166.147	6,13	0,12

Mertsch [Mertsch, 2013] gibt im Mittel Jahreskosten für die Ozonierung in Höhe von 0,11 €/m³ bezogen auf das Schmutzwasser an, so dass die hier ermittelten Kosten gut damit übereinstimmen.

6.6 Eignung für die Kläranlage Espelkamp

Die Ozonierung stellt für die Kläranlage Espelkamp eine praktikable Lösung zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen dar. Die Vorteile der Ozonierung sind hier

- + keine erhöhte Schlammproduktion,
- + keine Einschränkungen bei der Schlammverwertung,
- + gute Eliminationsleistung von Mikroschadstoffen,
- + ganzjährige Desinfektion des Kläranlagenablaufs,
- + sinnvolle Nutzung des Schönungsteichs,
- + breite Erfahrungen anderer Anlagen vorhanden,
- + Investitionskostensicherheit,
- + Behandlung des gesamten Mischwasserzulaufs und
- + gute Integrierbarkeit in die bestehende Kläranlage.

Als Nachteile der Verfahrenstechnik lassen sich benennen

- hohe Energiekosten für die Ozonerzeugung,
- hohe Kosten für den Bezug von Reinsauerstoff,
- geringe Eliminationsleistung bei Röntgen-Kontrastmitteln und
- mögliche Bildung von gewässerbelastenden Metaboliten.

Das Verfahren der Ozonierung kann insgesamt gut für die Kläranlage Espelkamp empfohlen werden.

7 **Behandlungsverfahren mit Pulveraktivkohle (PAK)**

Der Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK) gehört zu den adsorptiven Verfahren. Als Adsorption bezeichnet man den Prozess der Anlagerung von gelösten Substanzen an der Oberfläche von Festkörpern. Die Hauptcharakteristik von adsorptiven Verfahren ist es, die Zielstoffe zu binden und damit zu entfernen.

Jede Aktivkohle ist in ihrer Adsorptionskapazität begrenzt. Es können sowohl die Spurenstoffe als auch Substanzen aus der Hintergrundmatrix an die Kohle sorbieren. Je geringer der DOC, desto geringer ist diese Konkurrenz und damit die notwendige Dosiermenge zur Entfernung der gewünschten Substanzen.

Böhler zeigt [zitiert in Abegglen et al., 2012], dass sich bei der Adsorption von Spurenstoffen erst nach 8 bis 48 Stunden ein Gleichgewichtszustand einstellt, obwohl der größte Teil der Spurenstoffe bereits nach etwa 20 Minuten reagiert hat. Aus diesen Beobachtungen würde sich eine Kontaktzeit von Abwasser und Aktivkohle von 48 Stunden ergeben, um die größtmögliche Eliminationsleistung sowie maximale Beladung der PAK zu erzielen. Folge daraus wären extrem große Beckenvolumina, was durch eine Trennung zwischen Aufenthaltszeit der Aktivkohle und der des Abwassers vermieden werden kann.

Weiterhin ist zu beachten, dass für eine hinreichende Sedimentationsfähigkeit der PAK Fäll- und/oder Flockungshilfsmittel zu dosiert werden müssen, so dass ein ausreichender Rückhalt der PAK gewährleistet werden kann.

Feinstbestandteile der Aktivkohle, die nicht sedimentieren, sind durch geeignete, nachgeschaltete Verfahren wie Sandfilter oder Membranen zurückzuhalten.

Die PAK-Anlieferung erfolgt über Tanklastwagen, die die PAK in Silos auf der Kläranlage einblasen.

7.1 **Pulveraktivkohle in vorhandener Belebungsanlage**

Eine Möglichkeit zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen ist, die PAK direkt in die bestehende Belebung zu dosieren. Bei dieser Verfahrensvariante handelt es sich um eine simultane PAK-Dosierung. Neben den Dosiereinrichtungen ist ein Sandfilter zum vollständigen Abtrennen der PAK erforderlich.

Vorteil dieser Verfahrenstechnik ist der vergleichsweise geringe bau- und verfahrenstechnische Aufwand für die Integration der PAK-Dosierung. Deutliche Nachteile sind jedoch die hohe erforderliche PAK-Dosiermenge zwischen 20 und 50 mg/l [nach Zwickenpflug, zitiert in Abegglen et al., 2012] und daraus resultierend die vermehrte Schlammproduktion.

Diese hohe Dosiermenge ist erforderlich, da die hohen DOC-Konzentrationen der in der Belebung vorhandenen Hintergrundmatrix adsorbiert werden und sich die Wirksamkeit bezüglich der Mikroverunreinigungen damit schneller erschöpft.

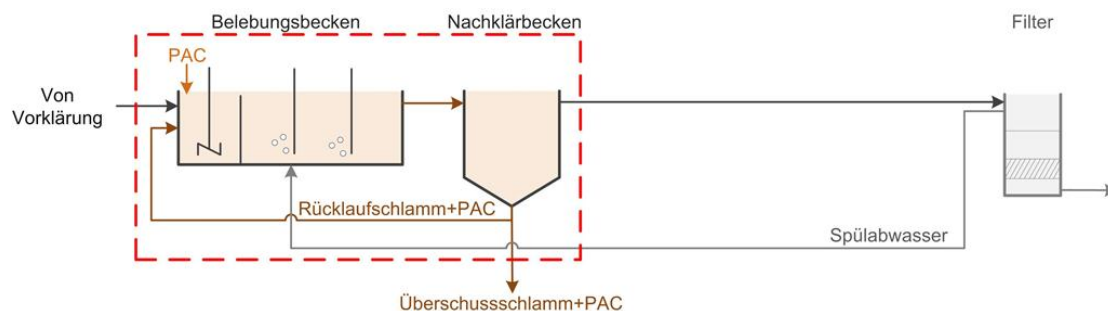


Abb. 3: **Verfahrensschema der simultanen PAK-Dosierung**
[koms-bw.de, 2013]

Bei einem durchschnittlichen Trockenwetterzufluss von $\text{mittel}Q_{\text{tw,aM}}$ von $3.826 \text{ m}^3/\text{d}$ werden täglich somit fast 153 kgPAK benötigt. Im Jahr entspricht dies rund 56 Tonnen . Bei spezifischen PAK-Kosten von 1.400 €/toPAK ergeben sich Betriebskosten von rund 78.000 € allein für die PAK-Lieferung.

Zusätzlich errechnet sich ein erhöhter Schlammfall von:

$$\text{Feststofffracht aus PAK: } B_{\text{d,PAK}} = 153 \text{ kg}_{\text{TR}}/\text{d}$$

$$\begin{aligned} \text{Feststofffracht aus Fällmittel: } B_{\text{d,Fe}} &= 153 \text{ kg}_{\text{TRPAK}}/\text{d} \cdot 0,25 \text{ kg}_{\text{Fe}}/\text{kg}_{\text{PAK}} \cdot 2,5 \text{ kg}_{\text{TR}}/\text{kg}_{\text{Fe}} \\ &= 95 \text{ kg}_{\text{TR}}/\text{d} \end{aligned}$$

$$\text{Zusätzliche Feststofffracht: } B_{\text{d,PAK+Fe}} = 248 \text{ kg}_{\text{TR}}/\text{d}$$

$$\text{Derzeitige Feststofffracht: } B_{\text{d,0}} = 1.152 \text{ kg}_{\text{TR}}/\text{d} \text{ (nach Faulung)}$$

$$\begin{aligned} \text{Künftige Feststofffracht: } B_{\text{d,TR}} &= 1.400 \text{ kg}_{\text{TR}}/\text{d} \\ &\text{(kein TR-Abbau in der Faulung von PAK und Fe)} \end{aligned}$$

$$\text{Mehrschlammfall: } 1 - B_{\text{d,0}} / B_{\text{d,TR}} = 18 \%$$

Im Jahr ergäben sich mit dieser Verfahrensvariante rund $90 \text{ to}_{\text{TR}}/\text{Jahr}$ an zu entsorgendem Klärschlamm.

Die zusätzliche Feststofffracht muss mit dem Überschussschlamm abgezogen werden und beeinflusst somit das Schlammalter der Belebung deutlich, da diese Zusatzfracht biomassenfrei ist und somit keinerlei biologische Funktion in der Belebung ausübt.

Bezogen auf den Bemessungs-Überschussschlammfall von $1.211 \text{ kg}_{\text{TR}}/\text{Tag}$ entspricht der PAK- und Fällschlammfall in Höhe von $248 \text{ kg}_{\text{TR}}/\text{Tag}$ einem Anteil von 20% . Um diesen Anteil würde sich das Schlammalter der Belebung faktisch verringern, so dass nur noch ein aktives Schlammalter von $12,2 \text{ Tagen}$ bzw. ein aktives aerobes Schlammalter von $6,1 \text{ Tagen}$ vorhanden wäre.

Da der Trockensubstanzgehalt der Belebung für die Berechnung des Schlammalters bereits mit einem maximalen Wert von $5 \text{ kg}/\text{m}^3$ angenommen wurde [Mitsdoerffer, 2012] kann der Biomassengehalt nicht weiter gesteigert werden, da ansonsten die Nachklärung überlastet wäre.

Das berechnete Schlammalter für das Verfahren der simultanen PAK-Dosierung ist für eine stabile Nitrifikation in keinem Fall ausreichend. Die Anwendung dieser Eliminationsstrategie ist aus verfahrenstechnischer Sicht in der bestehenden Anlage daher nicht möglich.

Die Variante wird somit nicht weiter verfolgt.

7.2 **Pulveraktivkohle in nachgeschalteter Anlage**

In den letzten Jahren hat sich bei den Verfahren zur Aktivkohleadsorption eine der konventionellen Kläranlage nachgeschaltete PAK-Dosierung in einem eigenen Kontaktreaktor als effizient herausgestellt.

Dabei wird die PAK in einen volldurchmischten Kontaktreaktor bei einer durchschnittlichen Abwasserverweilzeit von mindestens 20 , besser 30 Minuten dosiert. Die PAK-Abtrennung erfolgt entweder über ein Sedimentationsbecken mit anschließend obligatem Sandfilter, einer Membranfiltration oder einer Flotation.

Rund 70% des PAK-beladenen Wasserstroms aus der PAK-Abscheidung rezirkulieren in den Kontaktreaktor, um die Verweilzeit von Abwasser und PAK voneinander zu trennen. Damit ergibt sich ein PAK-Alter (analog zum Schlammalter) von 1 bis 2 Tagen , wodurch die Beladung der PAK deutlich erhöht wird.

Die verbleibenden 30 % werden üblicherweise in die biologische Stufe der Kläranlage zurückgeführt, um so den Kontaktreaktor zu entlasten und die Adsorptionsleistung weiter zu steigern. (vgl. auch Abb. 5)

Als PAK-Konzentration haben sich für ein breites Spektrum an Mikroverunreinigungen 10 bis 20 mg_{PAK}/l_{Abwasser} für deren Elimination als ausreichend erwiesen.

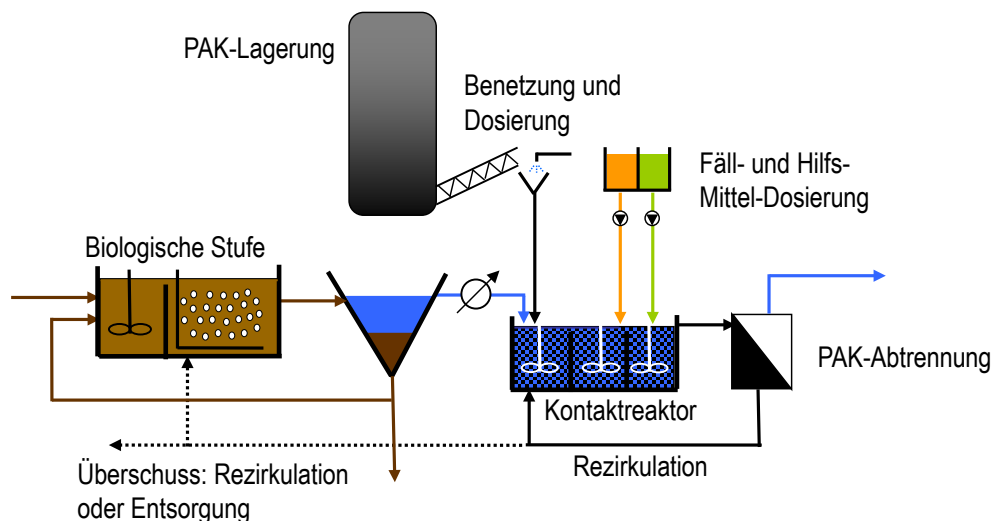


Abb. 4: Fließschema einer Pulveraktivkohle (PAK)-Anlage [Abegglen et al., 2012]

7.2.1 Auswirkungen auf Kläranlage

Bei der Dosierung von PAK sind deutliche Einflüsse auf den Kläranlagenbetrieb zu erwarten.

Durch die Rückführung der PAK in die biologische Stufe der Kläranlage wird auf die entsprechenden Prozesse Einfluss genommen.

Zu berücksichtigen ist für den Betrieb der Belebung, dass es durch die Rückführung der PAK in die biologische Stufe zu einer Erhöhung des inerten Anteils im Belebtschlamm kommt, so dass das Schlammalter bei gleicher Schlammkonzentration (TS_{BB}) sinkt.

Es errechnet sich bei einer PAK-Konzentration von 15 mg/l ein Schlammanfall von:

$$\text{Feststofffracht aus PAK: } B_{d,PAK} = 3.826 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 0,015 \text{ kg/m}^3 = 57,4 \text{ kg}_{TR}/\text{d}$$

$$\begin{aligned} \text{Feststofffracht aus Fällmittel: } B_{d,Fe} &= 57,4 \text{ kg}_{TR,PAK}/\text{d} \cdot 0,25 \text{ kg}_{Fe}/\text{kg}_{PAK} \cdot 2,5 \text{ kg}_{TR}/\text{kg}_{Fe} \\ &= 36 \text{ kg}_{TR}/\text{d} \end{aligned}$$

$$\text{Zusätzliche Feststofffracht: } B_{d,PAK+Fe} = 93,4 \text{ kg}_{TR}/\text{d}$$

Bezogen auf den Bemessungs-Überschusschlammfall von 1.211 kg_{TR}/Tag entspricht der PAK- und Fällschlammanfall in Höhe von 93,4 kg_{TR}/Tag einem Anteil von 7,8 %. Um diesen Anteil würde sich das Schlammalter der Belebung faktisch verringern, so dass nur noch ein aktives Schlammalter von 14 Tagen bzw. ein aktives aerobes Schlammalter von 7 Tagen vorhanden wäre.

Da das Schlammalter jedoch bereits aktuell für eine stabile Nitrifikation grenzwertig ist, verbietet sich für die Kläranlage Espelkamp die PAK-Rückführung in die Belebung, so dass von geringeren Eliminationsleistungen bezüglich der Mikroschadstoffe ausgegangen werden muss, wenn das Verfahren eingesetzt wird.

Wesentlich für den Betrieb ist auch die Berücksichtigung der höheren Schlammproduktion in Höhe der PAK-Dosiermenge. Zudem wird der Schlammanfall durch die notwendige Fällmittelzugabe weiter erhöht.

Da eine Regenerierung der PAK nicht wirtschaftlich ist, bietet es sich an, diese in die bestehende Schlammbehandlung einzuspeisen. Eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung ist dann nicht mehr möglich.

Ob die PAK-Zugabe den Faulungsprozess und/oder die Schlammentwässerbarkeit negativ beeinflusst, ist bislang ungeklärt.

Weiterhin ist die Abrasivität der PAK zu beachten, so dass Pumpen und Rohrleitungen kürzere Standzeiten aufweisen werden.

7.2.2 Eliminationsleistung

Vielfältige Untersuchungen haben gezeigt, dass die Eliminationsleistungen der PAK bezüglich der Mikroschadstoffe ausreichend hoch sind. Beispielhaft sei dies an den Daten von Zwickenpflug [zitiert in Abegglen et al., 2012] in Abb. 5 aufgezeigt.

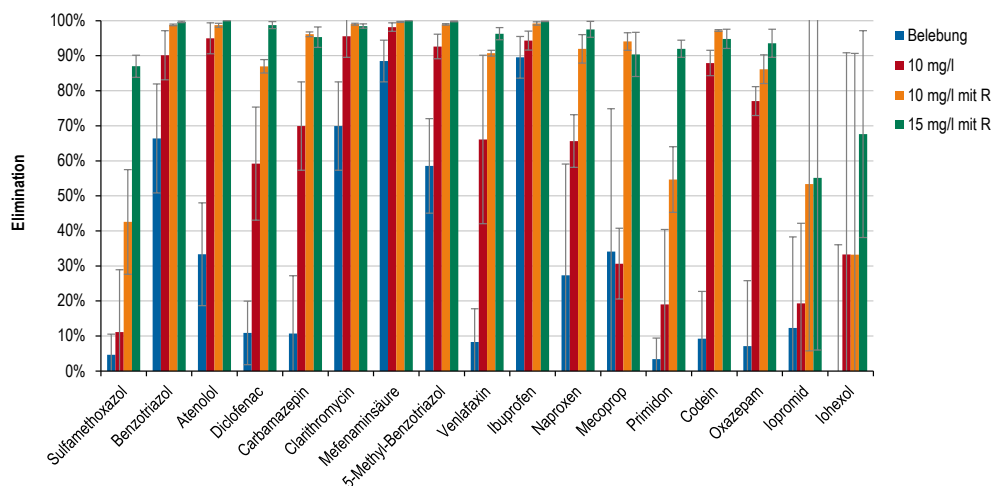


Abb. 5: Einfluss der PAK-Dosiermenge und der Rückführung (mit R) der PAK in die Belebungsstufe auf die Eliminationsleistung ausgewählter Mikroverunreinigungen. Vergleichend ist auch die Elimination in einer konventionellen Belebung dargestellt.

Mit Ausnahme von wenigen Stoffen wie Röntgenkontrastmittel (Iopromid) weist die PAK zudem eine gute Breitbandwirkung auf, so dass insgesamt von einem 80 %-igem Rückhalt an Mikroverunreinigungen durch die PAK ausgegangen werden kann.

Diese guten Eliminationsleistungen in Verbindung mit einer optimalen Ausnutzung der PAK kann für die meisten Mikroschadstoffe nur durch eine Rückführung der Überschuss-PAK in die bestehende Belebungsstufe erreicht werden.

Wie bereits dargestellt, ist diese Rückführung bei der Kläranlage Espelkamp ohne die Erweiterung der Belebungsanlage nicht möglich, so dass von deutlich geringeren Eliminationsleistungen ausgegangen werden muss.

7.2.3 Anlagenbemessung

Auf der Kläranlage Espelkamp kann eines der beiden Denitrifikationsbecken mit dem Volumen von 642 m³ zum Kontakt- und Sedimentationsbecken umgebaut werden.

Dazu ist es erforderlich, das Becken in diese beiden Funktionsbereiche zu unterteilen. Die Bemessung ergibt, dass als Kontaktbecken ein Volumen von 160 m^3 für eine Aufenthaltszeit von 30 Minuten bei dem mittleren stündlichen Trockenwetterzulauf von $88,6 \text{ l/s}$ erforderlich ist. Für den maximal stündlichen Trockenwetterzulauf von 111 l/s ergibt sich noch immer eine Aufenthaltszeit von 24 Minuten, was ausreichend ist.

Für den gesamten Regenwetterzulauf von maximal 230 l/s gemäß Bescheid, wäre ein zusätzliches Becken gleicher Größe erforderlich, da die Kontaktzeit dann auf 11 Minuten sinkt, so dass damit nur noch geringe Eliminationsleistungen zu erwarten sind.

Das Sedimentationsbecken weist ein Volumen von 482 m^3 auf, so dass sich eine hydraulische Verweilzeit von 90 Minuten beim mittleren Trockenwetterzulauf berechnet. Zur PAK-Räumung ist ein Saugräumer vorzusehen, der die PAK aus dem Becken abzieht und über eine Rezirkulationsleitung in das Kontaktbecken zurück führt.

Der Ablauf des Sedimentationsbeckens muss über einen Sandfilter geführt werden, um die PAK-Feinfraktion vor der Einleitung ins Gewässer zurückzuhalten.

Die Überschuss-PAK wird in den Zulauf des Belebungsbeckens geleitet und von dort entsprechend der konventionellen Schlammbehandlung zugeführt.

Bei der dargestellten Variante ist zu berücksichtigen, dass die Abwasserbehandlung nur für den Trockenwetterfall ausgelegt ist. Eine Behandlung des gesamten Mischwassers würde den Neubau eines Reaktions- und Sedimentationsbeckens erforderlich machen.

7.2.4 Reststoffe

Als Reststoffe fallen im Wesentlichen der PAK-Schlamm und der zusätzliche Fällschlamm durch die Fe-Dosierung an.

So errechnet sich bei einer PAK-Konzentration von 15 mg/l ein höherer Schlammanfall von:

$$\text{Feststofffracht aus PAK: } B_{d,PAK} = 57,4 \text{ kg}_{TR}/d$$

$$\begin{aligned} \text{Feststofffracht aus Fällmittel: } B_{d,Fe} &= 57,4 \text{ kg}_{TR,PAK}/d \cdot 0,25 \text{ kg}_{Fe}/\text{kg}_{PAK} \cdot 2,5 \text{ kg}_{TR}/\text{kg}_{Fe} \\ &= 36 \text{ kg}_{TR}/d \end{aligned}$$

$$\text{Zusätzliche Feststofffracht: } B_{d,PAK+Fe} = 93,4 \text{ kg}_{TR}/d$$

$$\text{Derzeitige Feststofffracht: } B_{d,0} = 1.152 \text{ kg}_{TR}/d \text{ (nach Faulung)}$$

$$\text{Künftige Feststofffracht: } B_{d,TR} = 1.245 \text{ kg}_{TR}/d$$

(kein TR-Abbau in der Faulung von PAK und Fe)

$$\text{Mehrschlammanfall: } 1 - B_{d,0} / B_{d,TR} = 7,5 \%$$

Im Jahr ergäben sich mit dieser Verfahrensvariante rund $34 \text{ to}_{TR}/\text{Jahr}$ an zu entsorgendem Klärschlamm.

7.2.5 Betriebskosten

Als wesentliche Betriebskosten fallen die PAK-Dosierung und die Entsorgung des zusätzlich anfallenden PAK- und Fällschlamm an.

Durch die PAK-Dosierung berechnen sich Bezugskosten für die PAK in Höhe von 1.400 €/to .

Täglich wird eine Menge von $B_{d,PAK} = 57,4 \text{ kg}_{TR}/d$ benötigt, so dass sich Jahreskosten ergeben in Höhe von

$$29.500 \text{ €/a für PAK.}$$

Als Fällmittelkosten laufen bei einem täglichen Fällmittelbedarf von 14,35 kg_{Fe}/d und spezifischen Kosten von 1.000 €/to_{Fe} im Jahr

5.000 €/a für die Fällung auf.

Da keine Rückführung des PAK-Überschussschlammes in die Belebung erfolgen kann, kann diese Fe-Menge auch nicht auf die dortige P-Fällung angerechnet werden.

Für die thermische Verwertung des zusätzlich anfallenden Schlammes von $B_{d,PAK+Fe} = 93,4 \text{ kg}_{TR}/d$ ergeben sich Mehraufwände bei spezifischen Entsorgungskosten von 400 €/to_{TR} von jährlich rund

13.650 € für die Schlammentsorgung.

Zudem bedingt der Betrieb der PAK-Anlage einen erhöhten Strombedarf, der sich wie folgt zusammensetzt:

PAK-Dosierung und Rückführung (pauschal)	50.000 kWh/a	9.000 €/a
Rührer Kontaktbecken (10 W/m ³ á 24 h/d)	14.000 kWh/a	2.500 €/a
Sedimentationsbecken (Räumer 0,5 kW á 24 h/d)	5.000 kWh/a	900 €/a
Sandfilter (Zulaufpumpen: Q=88,6 l/s, H _{man} = 6 m; Spülluftgebläse)	100.000 kWh/a	18.000 €/a
Sonstige Stromverbraucher (pauschal)	10.000 kWh/a	1.800 €/a
Summe	179.000 kWh/a	32.200 €/a

Betriebskosten für Personal, Versicherungen und Brauchwasser werden pauschal angesetzt zu

10.000 €/a für sonstige Betriebs- und Betriebsmittelkosten.

Insgesamt ist mit jährlichen Mehrbetriebskosten für die PAK-Anlage zu rechnen in Höhe von

90.350 €.

Daraus ergeben sich einwohnerspezifische Betriebskosten in Höhe von 3,33 €/(EW·a).

Alle dargestellten Betriebskosten verstehen sich inkl. Umsatzsteuer.

7.2.6 Investitionen

Für die dargestellten Anlagenkomponenten wurde eine Kostenschätzung durchgeführt. Das Ergebnis dieser Schätzung zeigt Tabelle 9. Eine detailliertere Kostenaufschlüsselung ist der Anlage 2 zu entnehmen.

Die Investitionen für den Sandfilter mit einer Filterfläche von 32 m² sind in den Kosten der Maschinentechnik enthalten.

Tabelle 9: Kostenschätzung für die nachgeschaltete PAK-Anlage einschließlich Sandfilter auf der KA Espelkamp

Zusammenstellung

Baukosten		248.745 €
Kosten Maschinenteknik		782.000 €
Kosten EMS/R		138.000 €
Erstellungskosten		1.168.745 €
Baunebenkosten (25 %)	0,25	292.186 €
Kosten netto		1.460.931 €
MwSt. (19 %)	0,19	277.577 €
Kosten brutto		1.738.508 €

Da die nachgeschaltete PAK-Dosierung zu einem großen Anteil die verfahrenstechnischen Abläufe der Kläranlage beeinflusst, sind vergleichende Kostenwerte nicht zu finden. Für Kläranlagen, die über eine ausreichend groß dimensionierte Belebung sowie eine Filtrationsanlage verfügen, ergibt sich ein wesentlich anderes Kostenbild als für die Anlage Espelkamp.

7.2.7 Jahreskosten

Zur Berechnung der Jahreskosten, die aus den Investitionen resultieren, werden für die Kostengruppen nach Nutzungsdauern gesplittet. Als einheitlicher Real-Zinssatz werden gemäß LAWA 3,0 % pro Jahr gewählt [LAWA, 2005]. Daraus berechnet sich der jeweilige Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR.

Bautechnik	Nutzungsdauer n = 30 Jahre:	KFAKR(3%,30a) = 0,0510
Maschinenteknik	Nutzungsdauer n = 15 Jahre:	KFAKR(3%,15a) = 0,0838
Elektrotechnik	Nutzungsdauer n = 10 Jahre:	KFAKR(3%,10a) = 0,1172

Somit können die Jahreskosten (inkl. Nebenkosten und MwSt.) für die PAK-Anlage wie in Tabelle 10 dargestellt, zusammengefasst werden.

Tabelle 10: Jahreskosten für eine nachgeschaltete PAK-Dosierung inkl. Sandfilter

Position	Jahreskosten [€/a]	Mehrkosten pro Einwohnerwert [€/EW·a]	Mehrkosten pro m ³ Schmutzwasser [€/m ³]
Bautechnik	18.878	0,6966	0,0135
Maschinenteknik	97.439	3,5955	0,0698
Elektrotechnik	24.064	0,8880	0,0172
Betriebsstoffe (PAK, Fe)	34.500	1,2731	0,0247
Reststoffentsorgung	13.650	0,5037	0,0098
Energie	32.200	1,1882	0,0231
Sonstiges	10.000	0,3690	0,0072
Summe	220.731	8,15	0,16

Mertsch [Mertsch, 2013] gibt im Mittel Jahreskosten für die nachgeschaltete PAK-Dosierung in Höhe von 0,15 €/m³ bezogen auf das Schmutzwasser an, so dass die hier ermittelten Kosten gut mit diesem Wert übereinstimmen.

7.2.8 Eignung für die Kläranlage Espelkamp

Da auch beim nachgeschalteten Verfahren der PAK-Dosierung eine Rückführung von PAK und Fällschlamm in die Belebungsstufe erfolgt, um die Reinigungsleistung zu erhöhen (vgl. Abb. 5), verringert sich bei dieser Variante das Schlammalter in der Belebung.

Die Option der Rückführung von Überschuss-PAK kann für die Kläranlage Espelkamp nicht angewandt werden, da sich das Schlammalter damit unzulässig verringern würde.

Um den Neubau von Behandlungsbecken zu vermeiden, wäre auf eine vollständige Mischwasserbehandlung zu verzichten, so dass nur im Trockenwetterfall der gesamte Abwasserzufluss behandelt werden kann.

Vorteile

- + vorhandenes Deni-Becken kann genutzt werden,
- + keine Bildung von Metaboliten im Ablauf der Behandlungsanlage.

Nachteile

- Es fallen große Mengen an nicht regenerierbarer Überschussschleim an,
- Auf die PAK-Rückführung in die Belebung muss verzichtet werden, so dass die Eliminationsleistungen reduziert sind,
- Bau und Betrieb eines Sandfilter sind erforderlich,
- Erhöhter Schlammanfall,
- Schlammabfuhr muss zwingend thermisch erfolgen,
- keine Mischwasserbehandlung,
- Erhöhte Abrasion an Rohrleitungen und Pumpen,
- keine Desinfektion des Abwassers und
- im Vergleich zur Ozonierung höhere Betriebs- und Investitionskosten.

Insgesamt ist die Variante „Nachgeschaltete PAK-Dosierung“ für die Kläranlage Espelkamp nicht optimal. Es kann zwar ein vorhandenes Becken genutzt werden – wobei hier nicht beleuchtete Einschränkungen bei der Denitrifikation zu erwarten sind – aber durch den erforderlichen Bau eines Sandfilters wird dieser Vorteil mehr als aufgehoben.

Zudem kann das Schlammalter in der Belebung in keinem Fall verkürzt werden, so dass auf die leistungssteigernde Wirkung der Rückführung von Überschussschleim verzichtet werden muss.

8 Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteter Filtration (GAK)

Der Einsatz von granulierter Aktivkohle (GAK) unterscheidet sich von der PAK-Anwendung wie folgt:

1. Die Adsorption wird in Festbettadsorbern durchgeführt, d. h. das Abwasser durchströmt einen mit Aktivkohle gefüllten Filter, wobei die Aktivkohle selbst nicht transportiert wird. Dadurch ist keine weitere Abtrennung erforderlich und die Aktivkohle kann nach Erschöpfung der Adsorptionskapazität ausgetauscht und regeneriert werden.
2. Die Korngrößen der GAK sind im Bereich von einigen mm, während die PAK-Körner einen Durchmesser im Bereich von einigen μm aufweisen. Die spezifische Oberfläche von GAK ist dadurch deutlich geringer als bei PAK.

GAK wird in der Regel nach der biologischen Stufe eingesetzt, d. h. das Wasser durchströmt einen Raumfilter, der mit GAK gefüllt ist. Aufgrund der Restverschmutzung im Ablauf der biologischen Reinigung entwickelt sich auf den Kornoberflächen ein Biofilm. Die gelösten Stoffe sorbieren im Filter einerseits an die Aktivkohleoberflächen, können aber auch biologisch abgebaut werden. Feststoffe werden im Filterbett ebenfalls zu einem großen Teil zurückgehalten.

Je nach Feststoffbelastung des Rohwassers und der Entwicklung des Druckverlusts ist eine Vorfiltration notwendig. Beim Einsatz von GAK-Filtern ist eine Filtrerrückspülung empfehlenswert. Üblicherweise werden GAK-Filter als Festbettfilter gestaltet.

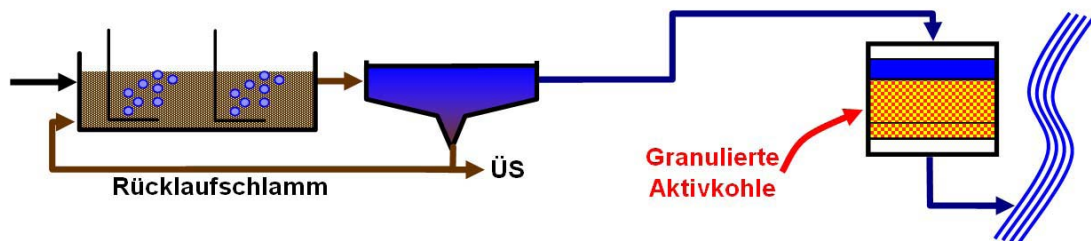


Abb. 6: Fließschema einer der Belebung nachgeschalteten GAK-Filtrationsanlage [Pinnekamp zitiert in Merten, 2011]

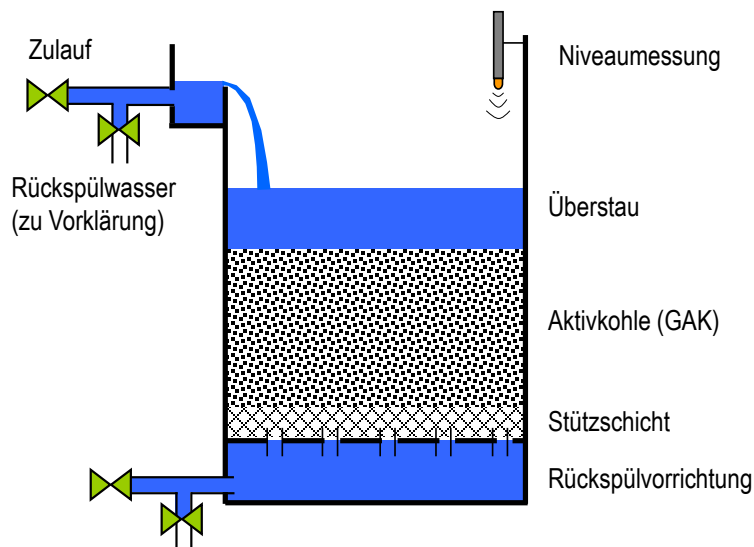


Abb. 7: Schema eines rückspülbaren GAK-Filters [Abegglen et al., 2012]

Der wesentliche Vorteil der granulierten Aktivkohle liegt darin, dass sie regeneriert werden kann und damit weniger frische Kohle verbraucht wird. GAK-Filter werden mit einer Kontaktzeit (EBCT = empty bed contact time) von 5 bis 30 Minuten und einer Filtergeschwindigkeit von 5 bis 15 m/h ausgelegt [Metcalf & Eddy zitiert in Abegglen 2012].

Die Filterbetthöhe bewegt sich somit in der Größenordnung von 2 bis 4 m. Da selbst gut gereinigtes Abwasser noch 5 bis 15 mg TS/l enthält, muss eine Vorfiltration und/oder eine Rückspüleinrichtung vorgesehen werden, um Verstopfungen zu vermeiden.

Die wichtigste Größe für Betrieb, Energieverbrauch und Kosten ist die Filterstandzeit, d. h. nach wie vielen durchgesetzten Bettvolumen (BVT) die Filterpackung ausgetauscht werden muss. Für diese Größe, die vom gewünschten Reinigungsziel abhängt, gibt es bisher keine Angaben, da zu wenige Erfahrungen vorliegen. Als BVT ist definiert

$$\text{BVT} = V_{\text{Abwasser}} : V_{\text{GAK}} \quad \text{m}^3_{\text{Abwasser}} / \text{m}^3_{\text{GAK}}$$

Als Näherung werden als „worst-case“ die Behandlung von Krankenhausabwasser [Beier zitiert in Abegglen et al., 2012] und als „best-case“ die Behandlung von Trinkwasser [Corwin & Summers zitiert in Abegglen et al., 2012] betrachtet. Als Behandlungsziel wird angenommen, dass die Eliminationsleistung für Diclofenac mindestens 70% betragen muss und das Filtermaterial anschließend ausgetauscht werden muss. Da Diclofenac eher schlecht sorbiert, dürfte damit die mittlere Elimination aller Stoffe bei ca. 80 % liegen. Im Krankenhausabwasser (Hintergrund-DOC = 10 mg/l) wird dieser Wert nach rund 7.500 BVT erreicht, im Trinkwasser (Hintergrund-DOC = 2 mg/l) nach 30.000 BVT. [Abegglen et al., 2012]

Der tatsächliche Bemessungswert liegt mit einem Hintergrund DOC von 6,7 mg/l somit innerhalb dieses Bereichs. Für die Bemessung ergibt die lineare Interpolation einen Wert von 17.000 BVT, der sicherheitshalber auf 15.000 BVT reduziert wird.

Um auch während des Austauschvorganges der GAK eine Elimination zu gewährleisten, sind mindestens zwei Filter vorzusehen bzw. ein Filter ist als Reserve vorzuhalten.

Sinnvoll ist es auch, die Filter seriell zu betreiben, da ein Filterdurchbruch somit einfacher detektiert werden kann ohne die Ablaufqualität der Gesamtanlage zu verschlechtern. Für die weitere Betrachtung wird die serielle Schaltung der Filter aus Kostengründen jedoch nicht berücksichtigt, da hierdurch nahezu die doppelte Anzahl an Filterfläche erforderlich wäre, um die benötigten Filtergeschwindigkeiten zu gewährleisten.

8.1 Auswirkungen auf Kläranlage

Bei der nachgeschalteten GAK-Filtration sind kaum Auswirkungen auf den Kläranlagenbetrieb zu verzeichnen, da die GAK in den Filtern zur Regeneration abtransportiert wird und die Kläranlage somit nicht belastet.

Das Filtrerrückspülwasser wird in die Vorklärung geleitet, so dass eine Sedimentation der enthaltenen Feststoffe erfolgen kann. Die Belebung wird durch das Rückspülwasser nur wenig beeinflusst.

Die Filtrationsanlage kann am Ablauf der Nachklärung errichtet werden. Der Zulauf zur Filtration ist über ein Pumpwerk zu heben.

8.2 Eliminationsleistung

Neben den Mikroverunreinigungen bewirkt ein GAK-Filter eine zusätzliche Elimination der organischen Restverschmutzung, der Feststoffe (TS) sowie von adsorbierbaren, organischen Halogenen (AOX). Die effektive Leistung bezüglich CSB-Elimination kann mit etwa 15 bis 30 % angegeben werden [Beier zitiert in Abegglen, 2013].

Mit GAK-Filtern können gute Eliminationsleistungen und damit niedrige Ablaufkonzentrationen erreicht werden. Dies gilt insbesondere für Filter mit frischer Aktivkohle. Wegen der verschiedenen Durchbruchkurven sinkt die Eliminationsleistung von schlecht sorbierbaren Stoffen (z. B. Sulfamethoxazol) bereits nach relativ kurzer Zeit, mit zunehmender Filterlaufzeit nimmt die Eliminationsleistung für alle Stoffe ab. In Abb. 8 ist die Eliminationsleistung eines gut sorbierenden (Metoprolol), eines mittel sorbierenden (Carbamazepin) und eines schlecht sorbierenden Stoffes (Sulfamethoxazol) mit zunehmender Filterstandzeit aufgetragen. [Abegglen et al., 2012]

In Tabelle 11 gibt Merten [Merten, 2011] die mit einer GAK-Filtration erreichbaren Eliminationsraten für unterschiedliche Mikroverunreinigungen an.

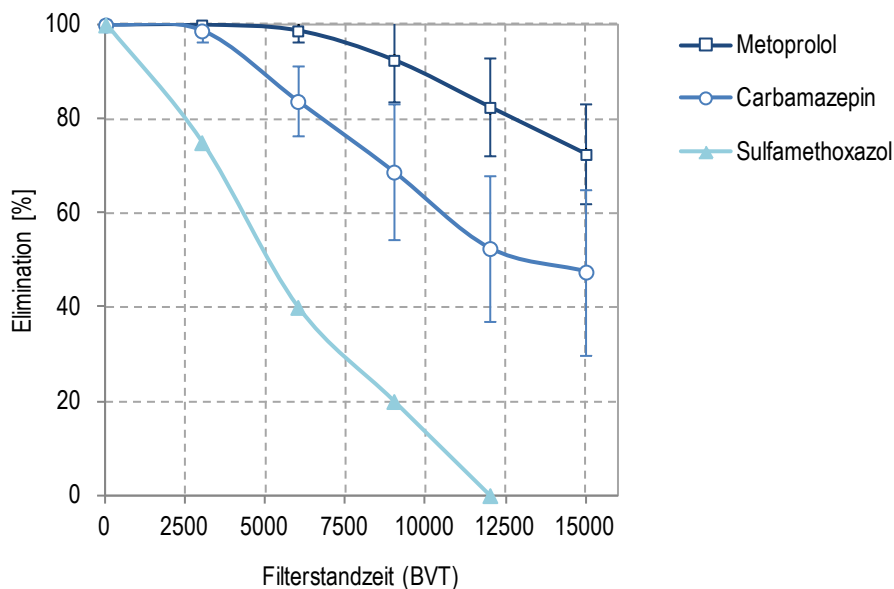


Abb. 8: Eliminationsleistung verschiedener Pharmazeutika an GAK in Abhängigkeit von der BVT

Tabelle 11: Prognostizierte Eliminationsleistungen einer GAK-Filteranlage [Merten, 2011]

Parameter	Eliminationsleistung
CSB	20 bis 60 %
TOC	20 bis 60 %
Amidotrizoesäure	5 bis 20 %
Benzafibrat	60 bis 80 %
Carbamazepin	70 bis 95 %
Diclofenac	70 bis 90 %
Iomeprol	50 bis 70 %
Iopamidol	30 bis 60 %
Metoprolol	40 bis 80 %
Sulfamethoxazol	20 bis 70 %

8.3 Bemessung

Die Filtrationsanlage wird auf eine Filtergeschwindigkeit von 8,0 m/h bei maximalem Trockenwetterzulauf von $Q_{\text{tw,h}} = 400 \text{ m}^3/\text{h}$ bemessen. Hieraus ergibt sich eine Gesamtfilterfläche von 50 m^2 , die in 5 Filterzellen aufgeteilt wird.

$$A_{\text{Filter}} = 5 \text{ Filter} \cdot 10 \text{ m}^2/\text{Filter} = 50 \text{ m}^2$$

Damit wird gewährleistet, dass im Falle der Rückspülung und der Außerbetriebnahme einer Zelle noch immer eine Filtergeschwindigkeit für den mittleren Trockenwetterzufluss von $319 \text{ m}^3/\text{h}$ von knapp 8 m/h gewährleistet ist.

Auch für den maximalen Mischwasserzufluss von $828 \text{ m}^3/\text{h}$ ergibt sich bei dieser Filterfläche noch eine akzeptable Filtergeschwindigkeit von 16,6 m/h.

Die Filterbetthöhe wird mit 2 Metern veranschlagt. Daraus ergibt sich ein Filtervolumen von

$$V_{\text{Filter}} = 5 \text{ Filter} \cdot 10 \text{ m}^2/\text{Filter} \cdot 2 \text{ m} = 100 \text{ m}^3$$

Die Kontaktzeit bei maximalem Trockenwetterzufluss im Filter ergibt sich dann zu

$$t_{\text{Kontakt}} = V_{\text{Filter}} / 400 \text{ m}^3/\text{h} = 0,25 \text{ h} = 15 \text{ min.}$$

Diese Kontaktzeit ist ausreichend, um die Mikroschadstoffe an die GAK zu sorbieren.

Ausgehend von einer BVT von $15.000 \text{ m}^3_{\text{Abwasser}}/\text{m}^3_{\text{GAK}}$, ergibt sich bei einem Filtervolumen von 100 m^3 eine im Jahr behandelbare Abwassermenge von 1,5 Mio. m^3 . Bei einer Jahresabwassermenge von $1.705.479 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ ergibt sich eine Filterstandzeit von 321 Tagen, was bedeutet, dass die GAK alle 321 Tage oder alle 10,5 Monate ersetzt werden muss.

Alternativ kann der GAK-Verbrauch auch über die zu eliminierende DOC-Fracht abgeschätzt werden. Bereits geschätzt wurde die DOC-Konzentration im Ablauf der Nachklärung zu $6,7 \text{ mg}_{\text{DOC}}/\text{l}$.

Davon ausgehend, dass die Hälfte [vgl. Tabelle 11] dieser Konzentration an die GAK adsorbiert, findet sich eine DOC-Fracht von

$$\begin{aligned} B_{\text{d,DOCad}} &= Q_{\text{tw,aM}} \cdot C_{\text{DOC}} = 3.826 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 0,0067 \text{ kg}/\text{m}^3 \cdot 0,5 = \\ &= 12,82 \text{ kg}_{\text{DOC}}/\text{d} \end{aligned}$$

Die Adsorptionskapazität von Aktivkohle beträgt etwa $0,15 \text{ kg}_{\text{DOC}}/\text{kg}_{\text{GAK}}$. Die Dichte der GAK kann mit $300 \text{ kg}/\text{m}^3$ abgeschätzt werden. [Alt et al., 2012]

$$\text{GAK-Masse im Filter} = 100 \text{ m}^3 \cdot 300 \text{ kg}/\text{m}^3 = 30.000 \text{ kg}_{\text{GAK}}$$

$$\text{DOC eliminierbar} = 30.000 \text{ kg}_{\text{GAK}} \cdot 0,15 \text{ kg}_{\text{DOC}}/\text{kg}_{\text{GAK}} = 4.500 \text{ kg}_{\text{DOC}}$$

$$\text{Standzeit Filtermaterial:} = 4.500 \text{ kg}_{\text{DOC}} : 12,82 \text{ kg}_{\text{DOC}}/\text{d} = 351 \text{ d}$$

Gemäß dieser Berechnung müsste das Filtermaterial alle 351 Tage bzw. alle 11,5 Monate ausgetauscht werden.

Ein Austausch des GAK-Materials ist nach beiden Berechnungsansätzen somit nach rund 11 Monaten Filterbetrieb zu erwarten.

Der jährliche GAK-Bedarf berechnet sich demnach zu rund

$$B_{\text{a,GAK}} = 100 \text{ m}^3_{\text{GAK}} : 321 \text{ d} \cdot 365 \text{ d} = 113 \text{ m}^3_{\text{GAK}}/\text{Jahr}$$

$$B_{\text{a,GAK}} = 113 \text{ m}^3_{\text{GAK}}/\text{Jahr} \cdot 0,3 \text{ to}/\text{m}^3 = 34 \text{ to}_{\text{GAK}}/\text{Jahr}$$

Je nach Leistungen der Nachklärung, kann auch ein der GAK-Filtration vorgeschaltete Siebfiltration sinnvoll sein, da in jedem Fall vermieden werden muss, dass Feststoffkonzentrationen von mehr als 20 mg/l in die Filtrationsanlage gelangen. Andernfalls besteht die Gefahr der Verblockung des Filters sowie eine deutlich verkürzte GAK-Standzeit.

Für die Kostenbetrachtungen ist die Siebfiltration nicht berücksichtigt, da es sich hier um eine Eventualposition handelt.

8.4 Reststoffe

Da die GAK regeneriert werden kann, fallen keine zu entsorgenden Reststoffe bei der GAK-Filtration an.

Zusätzliche Schlammensorgungskosten sind lediglich durch den Rückhalt an abfiltrierbaren Stoffen in der Filtration zu erwarten, die mit dem Rückspülwasser in die Vorklärung gelangen.

Unter der Annahme, dass 10 mg_{TS}/l im GAK-Filter zurückgehalten werden, ergibt sich bei einer Jahresabwassermenge von 1,7 Mio. m³ eine zusätzliche Feststofffracht von rund 17 to_{TS}/Jahr. Ein Großteil davon wird über die Vorklärung als Rohschlamm in die Faulung geleitet und erhöht die Eigenstromerzeugung. Ein kleinerer Teil davon gelangt in die Belebung und wird dort teilweise hydrolysiert und dann unter zusätzlichem Sauerstoffverbrauch oxidiert. Eine Feststoff- und Kostenbilanz ist aufgrund der kaum prognostizierbaren Anteile nicht möglich.

Es ist jedoch mit geringfügigen Erhöhungen des Schlammanfalls, der Faulgasmenge und der Belüftungsenergie zu rechnen.

8.5 Kosten

8.5.1 Betriebskosten

Der Austausch der GAK bestimmt bei diesem Verfahren den wesentlichen Anteil der Betriebskosten. Zudem verursacht der Stromverbrauch des Filters für Pumpen und Rückspülung Kosten.

Die spezifischen Kosten für die GAK lassen sich bei frischer Kohle zur Erstbefüllung mit 1.300 €/to beziffern, während regenerierte GAK bei 900 €/to liegt [Alt zitiert in Mertsch, 2013].

Im Jahr wird eine GAK-Menge von $B_{d,GAK} = 34 \text{ to}_{TR}/a$ benötigt, so dass sich Jahreskosten für die Wiederbefüllung von regenerierte GAK ergeben in Höhe von

30.600 €/a für den GAK-Austausch.

Die 30 to Frischkohle zur Erstbefüllung der Filter werden den Investitionskosten zugeordnet.

Zusätzliche Schlammensorgungskosten fallen lediglich durch den Rückhalt an abfiltrierbaren Stoffen in der Filtration an, die mit dem Rückspülwasser in die Vorklärung gelangen. Für den erhöhten Anteil an Belüftungsenergie in der Belebung durch die zusätzlichen Feststoffe, wird ein pauschaler Wert angenommen.

Entsorgungskosten für die GAK fallen keine an, da diese regeneriert wird.

Der Strombedarf für die GAK-Filtration ergibt sich wie folgt:

Belüftungsenergie Belebung (grobe Annahme)	10.000 kWh/a	1.800 €/a
GAK-Filter (Zulaufpumpen: Q=88,6 l/s, H _{man} = 6 m; Spülluftgebläse, Austausch GAK)	120.000 kWh/a	21.600 €/a
Sonstige Stromverbraucher (pauschal)	10.000 kWh/a	1.800 €/a
Summe	140.000 kWh/a	25.200 €/a

Der zusätzliche Energiebedarf für den GAK-Filter beträgt somit bezogen auf die jährliche Abwassermenge 0,082 kWh/m³.

Betriebskosten für Personal, Versicherungen und Brauchwasser werden pauschal angesetzt zu

10.000 €/a für sonstige Betriebs- und Betriebsmittelkosten.

Insgesamt ist mit jährlichen Mehrbetriebskosten für die GAK-Anlage zu rechnen in Höhe von

65.800 €/a.

Daraus ergeben sich einwohnerspezifische Betriebskosten in Höhe von 2,43 €/(EW·a).

Alle dargestellten Betriebskosten verstehen sich inkl. Umsatzsteuer.

8.5.2 Investitionen

Für die dargestellten Anlagenkomponenten wurde eine Kostenschätzung durchgeführt. Das Ergebnis dieser Schätzung zeigt Tabelle 12. Eine detailliertere Kostenaufschlüsselung ist der Anlage 2 zu entnehmen.

Tabelle 12: Kostenschätzung für die GAK-Filtration auf der KA Espelkamp

Zusammenstellung

Baukosten		138.000 €
Kosten Maschinenteknik		815.350 €
Kosten EMS/R		138.000 €
Erstellungskosten		1.091.350 €
Baunebenkosten (25 %)	0,25	272.838 €
Kosten netto		1.364.188 €
MwSt. (19 %)	0,19	259.196 €
Kosten brutto		1.623.383 €

Aufgrund der wenigen ausgeführten Anlagen mit GAK-Filtern und wegen der Vielfalt an möglichen Filtrationsverfahren (kontinuierlich/diskontinuierlich) lassen sich für dieses Verfahren keine belastbaren Vergleichskosten angeben.

8.5.3 Jahreskosten

Zur Berechnung der Jahreskosten, die aus den Investitionen resultieren, werden für die Kostengruppen nach Nutzungsdauern gesplittet. Als einheitlicher Real-Zinssatz werden gemäß LAWA 3,0 % pro Jahr gewählt [LAWA, 2005]. Daraus berechnet sich der jeweilige Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR.

Bautechnik	Nutzungsdauer n = 30 Jahre:	KFAKR(3%,30a) = 0,0510
Maschinentechnik	Nutzungsdauer n = 15 Jahre:	KFAKR(3%,15a) = 0,0838
Elektrotechnik	Nutzungsdauer n = 10 Jahre:	KFAKR(3%,10a) = 0,1172

Somit können die Jahreskosten (inkl. Nebenkosten und MwSt.) für die GAK-Filtration wie in Tabelle 13 dargestellt, zusammengefasst werden.

Tabelle 13: Jahreskosten für eine Ozonierungsanlage

Position	Jahreskosten [€/a]	Mehrkosten pro Einwohnerwert [€/EW·a]	Mehrkosten pro m ³ Schmutzwasser [€/m ³]
Bautechnik	10.473	0,3865	0,0075
Maschinentechnik	101.595	3,7489	0,0728
Elektrotechnik	24.064	0,8880	0,0172
Betriebsstoffe (GAK)	30.600	1,1292	0,0219
Energie	25.200	0,9299	0,0180
Sonstiges	10.000	0,3690	0,0072
Summe	201.932	7,45	0,14

Mertsch [Mertsch, 2013] gibt im Mittel Jahreskosten für die GAK-Filtration in Höhe von 0,26 €/m³ bezogen auf das Schmutzwasser an. Weitere Quellen [Fahlenkamp et al., 2008] gehen von spezifischen Jahreskosten zwischen 0,101 und 0,168 €/m³ aus, was die große Spannweite der Kosten für die GAK-Filtration aufzeigt.

8.6 Eignung für die Kläranlage Espelkamp

Als rein nachgeschaltetes Verfahren ist die GAK-Filtration für die Kläranlage Espelkamp gut geeignet. Insbesondere deshalb, da die bestehende Verfahrenstechnik der Anlage kaum beeinträchtigt und deren Leistungsfähigkeit nicht reduziert wird.

Vorteile

- + kein zusätzlicher Schlammanfall,
- + keine Beeinflussung der bestehenden Verfahrenstechnik der Kläranlage,
- + keine Bildung von Metaboliten im Ablauf der Behandlungsanlage,
- + Mischwasser kann vollständig mitbehandelt werden.

Nachteile

- keine Desinfektion des Abwassers,
- im Vergleich zur Ozonierung höhere Betriebs- und Investitionskosten.

9 Kombination von Ozonierung und Pulveraktivkohle

Zu diskutieren ist auch die Verfahrenskombination aus Ozonierung und Pulveraktivkohle wie es auf der Kläranlage Schwerte eingesetzt wird.

Durch diese Kombination soll zum einen der Ozoneinsatz beschränkt werden, um damit den Energieverbrauch zu reduzieren, und um zum anderen den PAK-Einsatz zu minimieren. Gleichzeitig könnten bei einem seriellen Betrieb die Mikroverunreinigungen vollständiger eliminiert werden.

Gleichzeitig sind bei dieser Kombination aber auch die Anlagentechniken für beide Verfahren zu erstellen. Da jede Teilanlage vergleichsweise geringe Abmessungen haben würde, steigen die spezifischen Kosten der jeweiligen Anlage.

Zudem müsste das Betriebspersonal zwei unterschiedliche Anlagenkonzepte bedienen und warten, was in Anbetracht der jeweils sehr komplexen Verfahrenstechnik kaum zu rechtfertigen wäre.

Bei der PAK-Anlage bliebe das Problem der Senkung des Schlammalters in der Belabung, so dass von dieser Anlage durch den notwendigen Verzicht auf die Restkohle-Rückführung wiederum nur eine mäßige Eliminationsleistung zu erwarten ist.

Da die PAK-Behandlung hinsichtlich der Elimination einzelner Mikroschadstoffe im Vergleich zur Ozonierung keine Vorteile aufweist, empfiehlt sich die Kombination der beiden Verfahren nicht. Hier sind höhere Betriebs- und Investitionskosten bei kaum besseren Eliminationsleistungen zu erwarten.

Dieses Konzept wird somit für die Kläranlage Espelkamp verworfen. Für Forschungszwecke stellt die Kombination jedoch eine interessante Variante dar.

10 **Kombination von Ozonierung und Ultraschall**

Aus der Trinkwasseraufbereitung sind Ansätze bekannt, Ozon und Ultraschall zu kombinieren, um so bei einer niedrigen Ozon-Konzentration eine hohe Mikroschadstoff-Eliminationsleistung zu erzielen.

Als Ultraschall werden Schallwellen oberhalb des menschlichen Hörvermögens bezeichnet, die in einem Frequenzbereich von 20 kHz bis 10 MHz liegen. In den 60er Jahren wurde Ultraschall in der Chemie erstmalig eingesetzt. Die so genannte Sonochemie oder Ultraschallchemie befasst sich mit der chemischen Wirkung von Ultraschall. Hierbei laufen die sonochemischen Reaktionen ausschließlich in der flüssigen Phase ab.

Das Prinzip der Ultraschallwirkung ist die Entstehung von lokal begrenzten hohen Temperaturen und Drücken an Festkörperoberflächen durch das Phänomen der akustischen Kavitation. Das Einwirken von Schallwellen auf Oberflächen kann zur Spaltung chemischer Bindungen (Sonolyse) einzelner Stoffe führen. Der Frequenzbereich bei diesen Anwendungen liegt zwischen 20 kHz und 2 MHz. [v. d. Mühlen, 2009]

In der Trink- und Abwasserbehandlung wird der Einsatz von Ultraschall zum Abbau von Wasserschadstoffen als Aquasonolyse bezeichnet. In der Aquasonolyse werden Frequenzen von 100 kHz bis 1 MHz angewendet.

Bei der Aquasonolyse werden Wasserinhaltsstoffe aufgrund ihrer stoffspezifischen Eigenschaften durch unterschiedliche Mechanismen sonolytisch abgebaut. Den Haupteinfluss stellt die Flüchtigkeit eines Stoffes dar, welche das Bestreben des Stoffes zu verdampfen beschreibt. Es wird hierbei zwischen leicht- und schwerflüchtigen Stoffen unterschieden.

Bei der akustischen Kavitation bilden sich unterschiedliche Reaktionszonen aus, in denen die Stoffe abgebaut werden. Leichtflüchtige Stoffe gelangen aufgrund ihres hohen Dampfdruckes in die Kavitationsblase und werden dort pyrolytisch abgebaut. Schwerflüchtige Stoffe hingegen werden oxidativ an der Flüssigkeitsgrenzschicht oder der Umgebungsphase der Kavitationsblase mittels OH-Radikale oder H_2O_2 abgebaut.

In Versuchen konnte zur Mühlen [zur Mühlen, 2008] bei einer O_3 -Konzentration von 5 mg/l zusammenfassend folgendes aufzeigen:

- » Ultraschall baut Carbamazepin um bis zu 20 % ab.
- » Ultraschallbehandlung besitzt keinen synergetischen Effekt bei dem Carbamazepinabbau wenn sie nach der Ozonzugabe erfolgt. Die Ultraschallbehandlung sollte vor der Ozonzugabe erfolgen, da der Ultraschall einen beschleunigten Ozonzerfall induzieren kann.
- » Die Effektivität des impulsartigen Einsatzes von Ultraschall unterscheidet sich nicht von der dauerhaften Ultraschallbehandlung.
- » Eine erhöhte TS- bzw. TOC- Belastung des Abwassers führt zu keiner Verschlechterung der Carbamazepin-Abbaurate

Für die Praxis bedeutet das Ergebnis, dass die in den Versuchen gewählte Ozon-Konzentration ohnehin der üblichen entspricht. Der Einfluss des Ultraschalls bei niedrigeren O_3 -Konzentrationen wurde nicht überprüft, so dass ein positiver Effekt der Ultraschallbehandlung auf den O_3 -Eintrag nicht quantifiziert werden kann.

Derzeit kann somit noch keine Empfehlung für diese Verfahrenskombination ausgesprochen werden.

Da der Effekt jedoch eine Verringerung der O₃-Erzeugung bedeuten würde, kann nach Vorliegen von weiteren Forschungsergebnissen eine Ultraschallanlage zu einem späteren Zeitpunkt nachgerüstet werden.

11 **Empfehlungen und Zusammenfassung**

Die Analysen des Kläranlagenablaufs und im Gewässer zeigen, dass die Integration einer 4. Reinigungsstufe zur Reduzierung der Mikroverunreinigungen für die Kläranlage Espelkamp angezeigt ist, da sich insbesondere bei den Pharmazeutika sehr hohe Werte finden.

Für die vorliegende Studie wurden unterschiedliche Verfahren zur Reduzierung der allermeisten Mikroverunreinigungen dargestellt und auf ihre Eignung für die Kläranlage Espelkamp überprüft. Allen Verfahren ist gemeinsam, dass damit eine 60 bis 80 %-ige Reduzierung dieser Stoffe möglich sein sollte. Mit dieser Zielvorgabe erfolgte auch die Auslegung der Anlagen und der Betriebsstoffe.

Die untersuchten Verfahren sind

1. Ozonierung
2. Direkte PAK-Zugabe in die Belebung
3. Nachgeschaltete PAK-Dosierung
4. GAK-Filter
5. Kombination Ozon und PAK
6. Kombination Ozon und Ultraschall

Das Verfahren der direkten PAK-Zugabe in die Belebung musste verworfen werden, da hierbei das Schlammalter der Belebung unzulässig verringert würde. Die Folge davon ist, dass eine vollständige Nitrifikation ohne eine Vergrößerung der Belebungsbecken nicht zu jeder Zeit sichergestellt werden kann.

Das Kombinationsverfahren Ozon und PAK ist nicht leistungsfähiger als jedes seiner Einzelverfahren aber erheblich kostenintensiver. Eine Kombination macht daher für die Kläranlage Espelkamp keinen Sinn.

Die Kombination Ozon und Ultraschall ist hinsichtlich der Leistungen der Ultraschallanlage wenig untersucht. Somit ist diese Kombination Gegenstand der Forschung und kann nicht für die praktische Anwendung auf der Kläranlage Espelkamp empfohlen werden.

Die verbleibenden drei Verfahren wurden einer näheren Untersuchung hinsichtlich Leistungen, Integrierbarkeit und Wirtschaftlichkeit unterzogen.

Die Tabelle 14 zeigt die Zusammenstellung der Kosten, die von den Verfahren jeweils verursacht werden. Es ist ersichtlich, dass die Ozonierung im Vergleich zu den anderen Verfahren die mit Abstand kostengünstigste Variante dargestellt.

Ursache dafür ist, dass die PAK-Behandlung einen teuren Sandfilter zur Abtrennung der Feinkohlefraktion bedingt. Die Ozonierung erfordert als Nachbehandlungsverfahren lediglich den vorhandenen belüfteten Schönungsteich, der für eine Elimination der entstehenden Metaboliten allen Erfahrungen nach ausreichend sein sollte.

Nachteilig an der PAK-Variante ist zudem, dass die bestehende Belebung von dem Verfahren stark beeinflusst wird. So ist es aufgrund des knappen Schlammalters auch hierbei nicht möglich, die Restkohle in die Belebung zurückzuführen. Die zu erwartenden Eliminationsleistungen sinkt dadurch bzw. die erforderliche PAK-Zugabe müsste erhöht werden.

Tabelle 1: Zusammenstellung der Brutto-Kosten der jeweiligen Verfahren zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen

	Ozonierung	nachgeschaltete PAK inkl. Sandfilter	GAK-Filter
Investitionen	1.334.288	1.738.508	1.623.383
Kapitalkosten [€/a]	104.147	140.381	136.132
Betriebskosten [€/a]	62.000	90.350	65.800
davon Strom [€/a]	25.000	32.000	25.200
Jahreskosten [€/a]	166.147	220.731	201.932
Kosten pro EW [€/EW]	6,13	8,15	7,45
Kosten pro m ³ Schmutzwasser [€/m ³]	0,12	0,16	0,14
Variantevergleich Jahreskosten	100 %	133 %	121 %

Da die drei Verfahren bei den Stromkosten in vergleichbarer Größenordnung liegen, liefert eine Sensitivitätsanalyse zur Strompreisentwicklung sicher keine veränderte Reihenfolge der Jahreskosten-Bewertung, so dass darauf verzichtet werden kann.

Da die Kosten für den Austausch der Aktivkohle ebenfalls mit den Energiekosten korrelieren, weisen die Verfahren mit PAK und GAK tendenziell größere Unsicherheiten bezüglich der Betriebskosten auf. Somit sind die Betriebskosten für die Ozonierung mit Ausnahme der Stromkosten konstant, während sich die Entwicklung der Kosten für die Aktivkohle für die Verfahren mit PAK und GAK kaum prognostizieren lässt.

Aufgrund der vielfältigen Erfahrungen, die auf anderen Anlagen mit der Ozonierung in den letzten Jahren gewonnen wurden, handelt es sich hierbei um ein sicheres und beherrschbares Verfahren mit ausgezeichneten Eliminationsraten.

Darüber hinaus zeigt der Vergleich mit diesen Anlagen, dass die Kosten in aller Regel niedriger ausfallen als bei PAK und GAK.

Da die Ozonierung auf der Kläranlage Espelkamp gut integrierbar ist und durch den vorhandenen Schönungsteich die Gefahr der Einleitung von Metaboliten und unerwünschten Reaktionsprodukten in das Gewässer kaum gegeben ist, wird insbesondere auch unter Wirtschaftlichkeitsgesichtspunkten dieses Verfahren empfohlen.

Unabhängig vom gewählten Verfahren, wird sich die CSB-Ablaufkonzentration erheblich verringern, so dass die Abwasserabgabe in Höhe von jährlich 30.000 € für drei Jahre verrechnet werden kann.

München, den 9. September 2013



Dr.-Ing. Ralf Mitsdoerffer



Prof. Dr.-Ing. O. Christ

12 Literatur

- Abegglen C., Siegrist, H., 2012: Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination aus Kläranlagen; Bundesamt für Umwelt Bern; Umwelt-Wissen Nr. 1212: 210 Seiten, Bern 2012
- Alt, K., Blank, A., 2012: Kläranlage Harsewinkel – Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination; Hydroingenieure Düsseldorf; im Auftrag der Stadt Harsewinkel; November 2012
- ATV-DVWK A 131: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2000): Arbeitsblatt A 131, Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, ISBN 3-933707-41-2
- Fahlenkamp, H., Spiteller, M., Oelmann, J., 2008: Abschlussbericht: Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen, Phase 3, MUNLV NRW, Dortmund, 03/2008
- Götz, C., Bergmann, S., Ort, C., Singer, H., Kase, R., 2012: Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser - Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen; Studie im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MKULNV), 2012
- Grünebaum, T., 2011: Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen; Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben im Bereich Abwasser zum Themenschwerpunkt Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren; Vergabenummer 08-058/1; Bezug: IV-7-042 600 001F; Schlussbericht Phase 1; im Auftrag des Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen; Essen, September 2011
- Herbst, H., Kauffmann, M., Türk, J., Launer, M., 2011: Abwasserozonierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden – Auslegung - Bau - erste Betriebsergebnisse; Innovation und Flexibilität – Systemoptimierung und Systemerweiterung; Tagungsband der 25. Karlsruher Flockungstage; Hrsg. Hoffmann, E., Blank, A.; Schriftenreihe SWW, Bd. 141 Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe; ISBN 978-3-9813069-4-1, Karlsruhe, 2011
- koms-bw.de, 2013:
http://koms-bw.de/pulsepro/data/img/uploads/AdsorptiveVerfahren_Abbildung1_k.jpg;
Internetaufruf am 10.08.2013, 21:30 Uhr
- LAWA, 2005: Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). Ausgearbeitet vom LAWA-Unterausschuss Wirtschaftlichkeitsfragen in der Wasserwirtschaft / KVR-Leitlinien
- Merten, M., 2011: Konzeptstudie zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle im Ablauf des Klärwerks Gütersloh-Putzhagen; Atemis GmbH; Aachen, 09/2011
- Mertsch, V., Herbst, H., Alt, K., 2013: Kosten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen; 46. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Ressourcenschutz als interdisziplinäre Aufgabe; 13. bis 15.03.2013, Hrsg. Pinnekamp, J.; ISBN 978-3-938996-38-6; Seiten 33/1 - 33/28; Aachen, März 2012
- Mitsdoerffer, R., 2012: Studie: Energetische und verfahrenstechnischer Optimierung der Kläranlage Espelkamp; GFM Beratende Ingenieure GmbH, München, im Auftrag der Stadtwerke Espelkamp; München, August 2012

Rüther, 2013: Email-Korrespondenz am 01. August 2013

Sürder, 2013: Email-Korrespondenz vom 22.08.2013

zur Mühlen, M., 2008: Kombinierte Ozon- und Ultraschallbehandlung von biologisch gereinigten Abwässer zum Abbau von Carbaazepin, Diplomarbeit an der Fakultät für Chemie an der Technischen Universität München, März 2008

neuer Stoff	2009	Neuaufnahme in D4 (49 Stoff)
neuer Stoff	2010	Vorschlag von 24 neuer Stoffe als UQN für die OgewV Stand 01.08.2010
neuer Stoff	2010	vorgeschlagener Stoff, der nicht in OGewV aufgenommen wurde (6 Stoff)
neuer Stoff	2011	Neuaufnahme in D4
neuer Stoff	2012	Neuaufnahme in D4
nicht in D3	Stand Dez. 2010	Stoff nicht in D3 des Leitwaden Oberflächengewässer vorhanden

Stoffgruppe		
ACP		Allgemeine chemische und physikalische Qualitätskomponenten
aliphatische CKW		aliphatische Chlor-Kohlenwasserstoffe
Amine		
Aniline		
Anorg. Salze		Anorganische Salze
Aromaten		Aromatische Verbindungen
Arzneistoffe		Human- und Veterinärarzneimittel
Bromdiphenylether		Polybromierte Diphenylether
Chloraromaten		
Chlorphenole		
Ether		
Halbmetalle		
Ins. Abw. MI		Insekten-Abwehrmittel
Komplexbildner		
LHKW		Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
Metabolit_PSM_I_Cl		Metabolit eines chlororganischen Insektizids
Metalle		
Nitroaromaten		
org. Zinn V		organische Zinnverbindung
PAK		Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB		Polychlorierte Biphenyle
PFT		Perfluorierte Tenside
Phenole		
Phthalate		
Porg.-V		Phosphororganische Verbindung
PSM_F		Fungizid
PSM_H		Herbizid
PSM_I		Insektizid
PSM_I_Cl		Chlororganisches Insektizid
PSM_I_Porg		Phosphororganisches Insektizid
PSM_R		Rodentizid
PSM_N		Nematizid
s.Cl-org. V.		sonstige chlororganische Verbindung
s.org.V.		sonstige organische Verbindung

UQN	Umweltqualitätsnorm	die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die im Wasser, Sediment oder Biota im Jahresmittelwert (oder ggf. Maximum) nicht überschritten werden darf	
OW	Orientierungswert	fachlich abgeleiteter Beurteilungswert, der nicht die gesetzliche Verbindlichkeit z.B. einer Umweltqualitätsnorm aufweist	
PV	Präventiver Vorsorgewert	Orientierungswert, der auf einer Konvention beruht und fachlich nicht abgeleitet ist	

I	Anlage 5	UQN		
II-1	Anlage 7 Tab. 1	UQN	OGewV (Oberflächengewässerverordnung)	
II-1a	prioritäre Stoffe	UQN		
II-2/3	Anlage 7 Tab. 2 & 3	UQN		
III	GewQV	UQN	GewQV (Gewässerqualitätsverordnung)	gültig bis Dez. 2013
IV	(1) LAWA ZV	OW	a) Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen, Band I, Teil II Zielvorgaben für ausgewählte Stoffe (Tab.1)	
			b) Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink	
			c) Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band III Erprobung von Zielvorgaben für Wirkstoffe in Herbiziden und Insektiziden in Oberflächengewässern für das Schutzgut "Aquatische Lebensgemeinschaften"	
	(2) UFO Plan 202 24 276		Entwicklung von Umweltsqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern (UBA/F+E-Vorhaben FKZ 202 24 276)	
	(3) LAWA-O 10.03		Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern für flussgebietspezifische Stoffe	
	(4) LAWA-O 10.03 II		Entwicklung von Qualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern für flussgebietspezifische Stoffe (II)	UBA-V 10.03.II Stand 22.04.07
(5) LAWA-O 05.07	Entwicklung von Umweltqualitätsnormen für Schadstoffe des Anhanges VIII WRRL	Stand März 2010		
(6) EU Draft EQS 11.03.11	13th Meeting of the working group E on chemical aspects Identification of new priority substances			
V	PNEC	(1) INERIS ÖkoTox. Süßwasser (2009)	PNEC (1) INERIS ÖkoTox. Süßwasser http://www.ineris.fr/substances/fr/	
		(2) INERIS ÖkoTox. Süßwasser Priorisierung der Stoffe für die WG E (2010)		
		(3) BLAC-Arzneimittel		
VI	IKSR	Istzustand Rhein 1990-2001		
VIIa VIIb VIIc	Trinkwasser	GOW (gesundheitlicher Orientierungswert)	siehe auch http://www.umweltbundesamt.de/wasser/theme/n/trinkwasser/empfehlungen.htm	
		LW (gesundheitlicher Leitwert)		
		VW (gesundheitlicher Vorsorgewert)		
		TrinkwV Trinkwasserverordnung)		

Ozonierungsanlage

	Menge	Einheit	spez. Preis	Gesamtpreis
Bautechnik				
Reaktionsbecken inkl. Leitungen	200	m ³	1.380,00 €	276.000 €
Bauwerke, O ₂ -Tank, Pumpwerk		psch		46.000 €
Sonstiges		psch		23.000 €
Einrichtung Baustelle, Baufeld räumen		psch		23.000 €
Summe				368.000 €
Maschinenteknik				
Ozongenerator (3,5 kgO ₃ /h]		psch		207.000 €
Rohrleitungen, Pumpen, Kühlung, Injektor		psch		115.000 €
Summe				322.000 €
EMSR				
Schaltanlage, Anbindung PLS, Kabel, SPS		psch		207.000 €
Summe				207.000 €
Zusammenstellung				
Baukosten				368.000 €
Kosten Maschinenteknik				322.000 €
Kosten EMS/R				207.000 €
Erstellungskosten				897.000 €
Baunebenkosten (25 %)	0,25			224.250 €
Kosten netto				1.121.250 €
MwSt. (19 %)	0,19			213.038 €
Kosten brutto				1.334.288 €

PAK-Anlage

	Menge	Einheit	spez. Preis	Gesamtpreis
Bautechnik				
Umbau Deni-Becken	642	m ³	173 €	110.745 €
Bauwerke, PAK-Silo, FM-Station		psch		92.000 €
Sonstiges		psch		23.000 €
Einrichtung Baustelle, Baufeld räumen		psch		23.000 €
Summe				248.745 €
Maschinentechnik				
Saugräumer		psch		69.000 €
Rohrleitungen, Pumpen		psch		23.000 €
Rührwerk Kontaktbecken		psch		34.500 €
PAK-Dosierung		psch		92.000 €
PAK-Rezirkulations-Pumpen		psch		46.000 €
Sandfilter (32m ²)		psch		517.500 €
Summe				782.000 €
EMSR				
Schaltanlage, Anbindung PLS, Kabel, SPS		psch		138.000 €
Summe				138.000 €
Zusammenstellung				
Baukosten				248.745 €
Kosten Maschinentechnik				782.000 €
Kosten EMS/R				138.000 €
Erstellungskosten				1.168.745 €
Baunebenkosten (25 %)	0,25			292.186 €
Kosten netto				1.460.931 €
MwSt. (19 %)	0,19			277.577 €
Kosten brutto				1.738.508 €

GAK-Anlage

	Menge	Einheit	spez. Preis	Gesamtpreis
Bautechnik				
Bauwerke		psch		92.000 €
Sonstiges		psch		23.000 €
Einrichtung Baustelle, Baufeld räumen		psch		23.000 €
Summe				138.000 €
Maschinentchnik				
Rohrleitungen, Pumpen		psch		23.000 €
Erstbefüllung (30 to á 1300 €/to)		psch		44.850 €
Sandfilter (50m ²)		psch		747.500 €
Summe				815.350 €
EMSR				
Schaltanlage, Anbindung PLS, Kabel, SPS		psch		138.000 €
Summe				138.000 €
Zusammenstellung				
Baukosten				138.000 €
Kosten Maschinentchnik				815.350 €
Kosten EMS/R				138.000 €
Erstellungskosten				1.091.350 €
Baunebenkosten (25 %)	0,25			272.838 €
Kosten netto				1.364.188 €
MwSt. (19 %)	0,19			259.196 €
Kosten brutto				1.623.383 €